



Nedbrydningsrater til brug i GrundRisk Risikovurdering - Litteraturstudie

Ottosen, Cecilie Bang; Bjerg, Poul Løgstrup; Broholm, Mette Martina; Søndergaard, Gitte Lemming

Publication date:
2018

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Ottosen, C. B., Bjerg, P. L., Broholm, M. M., & Søndergaard, G. L. (Eds.) (2018). *Nedbrydningsrater til brug i GrundRisk Risikovurdering - Litteraturstudie*. Miljøstyrelsen. Miljøprojekter No. 2013

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.



Miljø- og
Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Nedbrydningsrater til brug i GrundRisk Risikovurdering **Litteraturstudie**

Miljøprojekt nr. 2013

Maj 2018

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Cecilie B. Ottosen, DTU Miljø

Poul L. Bjerg, DTU Miljø

Mette M. Broholm, DTU Miljø

Gitte L. Søndergaard, DTU Miljø

ISBN: 978-87-93710-15-3

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse

Indhold

Forord	4
Sammenfatning	5
1. Indledning	6
1.1 Eksisterende datagrundlag	6
2. Fremgangsmåde for opdatering af nedbrydningsrater	8
2.1 Prioritering af stoffer og kriterier for ratene	8
2.2 Bestemmelse af anbefalede nedbrydningsrater	9
2.3 Overordnede søgestrategier	10
2.4 Stofgrupper af høj prioritet (litteratursøgning)	11
2.4.1 Pesticider	11
2.4.2 Chlorerede alifater	12
2.4.3 BTEXN	13
2.4.4 Kulbrinter	13
2.4.4.1 Mættet zone	13
2.4.4.2 Umættet zone	14
2.4.4.3 Håndtering af kulbrinteforurening	14
2.4.5 MTBE	15
2.5 Stofgrupper af lavere prioritet (basissøgning)	15
2.5.1 PAH'er	15
2.5.2 Phenoler	15
3. Nedbrydningsrater for udvalgte stofgrupper samt anvendelsesanbefalinger	16
3.1 Pesticider	16
3.2 Chlorerede alifater	21
3.3 BTEXN	23
3.4 Kulbrinter (C ₆ -C ₁₅)	25
3.5 MTBE	25
3.6 PAH'er	26
3.7 Phenoler	26
4. Anbefalede 1. ordens nedbrydningsrater	27
5. Referencer	32
5.1 Referencer til nedbrydningsrater	34
Bilag 1.Nedbrydningsrater fra JAGG	37
Bilag 2.Specifikke søgningsstrategier	42
Bilag 3.Intervaller for opdaterede 1. ordens nedbrydningsrater	43
Bilag 4.Grafisk fremstilling af udvalgte 1. ordens nedbrydningsrater	58

Forord

Dette teknologiudviklingsprojekt er udarbejdet af DTU Miljø. Projektet hænger tæt sammen med projektet GrundRisk, der har fokus på at forbedre nuværende risikoprincipper for den offentlige indsats over for de mange jordforureninger, der kan udgøre en trussel for grundvandet. GrundRisk består af en indledende risikoscreening og en efterfølgende risikovurdering, se nedenfor.

- GrundRisk Screening er en indledende og automatiseret screening for V1- og V2-lokaliteter, der baseret på blandt andet worst case koncentrationer, dæklagstykkelser og beregnede grundvandskoncentrationer vurderer, om en lokalitet udgør en potentiel risiko for grundvandet.
- GrundRisk Risikovurdering er en mere detaljeret risikovurdering af V2-lokaliteter. Her vælges der mellem 5 vertikale modeller for forskellige forhold (mættet, umættet, opsprækket moræner mv.), som alle er knyttet til den samme horisontale grundvandsmodel, der estimerer forureningskoncentrationer i et "administrativt punkt" (100 m nedstrøms) og/eller for et vilkårligt punkt i grundvandsmagasinet nedstrøms den forurenede lokalitet.

I GrundRisk Risikovurdering er der mulighed for at inddrage 1. ordens nedbrydning samt 1. ordens sekventiel nedbrydning. For at skabe det bedst mulige grundlag for GrundRisk Risikovurdering, har Miljøstyrelsen besluttet at opdatere de nedbrydningsrater, som i dag indgår i den eksisterende JAGG model. Dette projekt har derfor til formål at tilvejebringe anbefalede nedbrydningsrater for relevante forureningsstoffer på baggrund af et litteraturstudium. Disse rater skal indgå i det online GrundRisk værktøj, som er under udvikling.

Miljøstyrelsen har nedsat en følgegruppe for projektet bestående af følgende fagpersoner:

Jens Aabling, Miljøstyrelsen
Jacqueline Falkenberg, Niras
Per Løll, Dansk Miljørådgivning (DMR)
Nanette Levanius Schouw, Region Sjælland
Nanna Isbak Thomsen, Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer (VMR)
Nina Tuxen, Region Hovedstaden

Sammenfatning

Dette litteraturstudie har til formål at opdatere de eksisterende 1. ordens nedbrydningsrater, der kan anvendes til risikovurdering af forureningsstoffers påvirkning af grundvandet. Denne opdatering munder ud i en liste med anbefalede 1. ordens nedbrydningsrater for naturlig nedbrydning af relevante forureningsstoffer. Der har i søgningen været fokus på bionedbrydning. Der er, hvor det har været muligt, angivet et interval for realistiske nedbrydningsrater for enkeltstofferne. Der er således opgivet minimum- og maksimumværdier, der kan anvendes i risikovurderingen. Disse 1. ordens nedbrydningsrater kan anvendes i GrundRisk Risikovurdering til at evaluere indflydelsen af den naturlige nedbrydning på forureningskoncentrationerne i et administrativt kontrolpunkt 100 m nedstrøms kilden.

Der er udført en litteratursøgning for fem udvalgte og højt prioriterede stoffer/stofgrupper: pesticider, chlorerede alifater, BTEXN (benzen, toluen, ethylbenzen, xylene og naphthalen), kulbrinter og MTBE (methyl-tert-butylether) samt dets nedbrydningsprodukter. Yderligere er en søgning i kendte rapporter med sammenstillede nedbrydningsrater udført for stoffer/stofgrupper af lavere prioritet: PAH'er (polyaromatiske hydrocarboner) og phenoler. Nedbrydningsrater for stoffer, der ikke er udført en opdatering for, er overført direkte fra den eksisterende stofdatabase i JAGG 2.1. Der har primært været fokus på den mættede zone, men for nogle af stofferne (BTEX og C₆-C₁₂ alifater) er nedbrydningsrater for den umættede zone også inkluderet.

Litteratursøgningen har tydeliggjort, at der for relevante og dominerende forureningsstoffer i grundvandet eksisterer et begrænset antal feltbestemte 1. ordens nedbrydningsrater i litteraturen. På trods af at nedbrydningsforholdene i nogle tilfælde er meget velundersøgte (fx undersøges der ofte for redoxforhold, specifikke nedbrydere og funktionelle gener for lokaliteter med chlorerede ethener) estimeres der sjældent nedbrydningsrater baseret på feltdata.

Der er også en betydelig spredning på nedbrydningsraterne i de forskellige feltstudier. For at tilgodese denne, er der lagt vægt på at udvælge realistiske rater. Udgangspunktet for opdateringen af nedbrydningsraterne er, at de skal være realistisk konservative. Med realistisk menes der, at der tages højde for, at de skal repræsentere forhold i grundvandet. Der er altså i søgningen stræbt efter at opnå værdier, der bedst muligt kan repræsentere den nedbrydning, der foregår *in situ*. Med realistisk konservativ menes der, at værdien skal være konservativ men ikke repræsentere de laveste rater, hvis litteraturen indikerer, at større rater er mere typiske.

Det er vigtigt at pointere, at nedbrydningsrater ikke er almengyldige værdier, men estimerede værdier der afhænger af en række faktorer. Inddragelse af nedbrydning i risikovurdering kræver derfor et fremtidigt fokus på bestemmelse af nedbrydningsrater for forureningsstoffer i grundvandet, og der er især behov for realistiske feltbestemte nedbrydningsrater for udbredte forureningsstoffer i forskellige geologier. I takt med at datagrundlaget for 1.ordens nedbrydningsrater forøges, vil anvendelsen af raterne blive mere brugbare, men indtil videre kan de sammenstillede nedbrydningsrater i dette litteraturstudie anvendes som udgangspunkt.

1. Indledning

For at forbedre prioriteringen af grundvandstruende forureninger er der af DTU Miljø udviklet en ny beregningsmodel til risikovurdering af grundvandstruende forureninger (GrundRisk). GrundRisk-modellen kan i tre dimensioner simulere horisontal grundvandstransport, der inkluderer advektion, dispersion, sorption og 1. ordens nedbrydning af miljøfremmede organiske stoffer (*Rosenberg et al. 2016*). Ydermere kan den horisontale model kobles til fem forskellige vertikale stoftransportmodeller, der beskriver den vertikale transport i umættet eller mættet zone ned til grundvandsmagasinet (*Locatelli et al. 2017*). GrundRisk modellen kan tage højde for 1. ordens nedbrydning, og kan endvidere for både den horisontale og vertikale transport inkludere sekventiel nedbrydning, der er relevant for blandt andet simuleringen af chlorerede ethener. For at opnå det bedst mulige grundlag for anvendelsen af GrundRisk ønsker Miljøstyrelsen en opdatering af de eksisterende nedbrydningsrater anvendt i den nuværende beregningsmodel (JAGG). Formålet med dette projekt er således, at udarbejde et opdateret datagrundlag for nedbrydningsrater for udvalgte og relevante forureningsstoffer og stofgrupper, der kan implementeres i GrundRisk Risikovurdering.

I dette projekt er der indledningsvis foretaget en screening for at vurdere, om der er behov for en opdatering af eksisterende nedbrydningsrater anvendt i JAGG 2.1 eller inkludering af nedbrydningsrater for nye stoffer. Yderligere er litteratur vedrørende nedbrydning i den umættede zone gennemgået for udvalgte stoffer, for at undersøge om nedbrydning i de umættede vertikale transportmodeller kan inkluderes.

Stofgrupper inkluderet i denne rapport, samt hvor højt de enkelte grupper prioriteres, er blevet fastlagt i samarbejde med følgegruppen. På den baggrund er der udført en litteratursøgning efter 1. ordens nedbrydningsrater for følgende udvalgte og højt prioriterede stoffer og stofgrupper: chlorerede alifater, BTEXN, pesticider, MTBE og kulbrinter. Der er yderligere lavet en mindre omfattede søgning på stoffer af lavere prioritet: PAH'er og phenoler. Der er i projektet fokus på eksperimentelt bestemte 1. ordens nedbrydningsrater for bionedbrydning.

Det tilstræbes at vejlede om betingelserne for, at nedbrydningen kan finde sted, fx hvordan redoxforholdene skal være på lokaliteten, for at raterne er relevante. Det er dog op til brugeren af GrundRisk at vurdere, om nedbrydning skal medtages på den givne lokalitet, og anbefalingerne er således kun vejledende. Fokus i denne rapport er ikke på at anvise metoder til bestemmelse af raterne. For disse informationer henvises der til andre projekter (fx *Kjærgaard et al. 1998*; *Muchitsch et al. 2012*; *Tsitonaki et al. 2017*).

1.1 Eksisterende datagrundlag

JAGG bygger på en vejledning fra Miljøstyrelsen udgivet i 1998 (*Miljøstyrelsen, 1998*). I denne vejledning er 1. ordens nedbrydningsrater, der er vurderet at repræsentere typiske danske forhold, angivet for den mættede zone. Disse nedbrydningsrater er fra et teknologiudviklingsprojekt udarbejdet for Miljøstyrelsen (*Kjærgaard et al., 1998*), hvor en systematisk litteratursøgning af 1. ordens nedbrydningsrater blev udført for den mættede zone. Der blev primært angivet nedbrydningsrater for BTEX'er og chlorerede opløsningsmidler. Tilhørende redoxforhold, temperaturer og metoder for estimering af nedbrydningsraterne blev angivet i denne rapport, hvor disse informationer var tilgængelige i kildematerialet. Den mest konservative værdi er anvendt i JAGG.

I 2007-2008 blev der iværksat en opgradering af JAGG (version 2.0), hvor der i denne forbindelse blev lavet en opgradering af stofdatabasen (Ikke udgivet: *Andersen og Oberender, 2007*), der blandt andet inkluderer aerobe og anaerobe 1. ordens nedbrydningsrater for udvalgte stofgrupper (olieprodukter, phthalater og pesticider). Stofdata for pesticiderne blev hentet i pesticiddatabasen (*VMR*), mens stofdata for de resterende stoffer blev søgt på HSDB (Hazardous Substances Data Bank) og ESIS (European Chemical Substances Information System), hvor der ikke blev taget hensyn til raternes oprindelige kilder. Nedbrydningsraterne blev valgt med et konservativt udgangspunkt, og datamaterialet er af varierende sammenlignelighed med naturlig nedbrydning i grundvandsmagasiner.

De eksisterende nedbrydningsrater i JAGG (se den komplette liste i Bilag 1) er således baseret på de to ovennævnte rapporter. Der blev yderligere i forbindelse med opgraderingen af JAGG udarbejdet projekter (*Muchitsch et al., 2012; Christensen et al., 2016*) vedrørende nedbrydning i den umættede zone. Nedbrydningsrater fra disse projekter er dog ikke indarbejdet i JAGG.

2. Fremgangsmåde for opdatering af nedbrydningsrater

2.1 Prioritering af stoffer og kriterier for raterne

Som nævnt i indledningen er der ved opdateringen af nedbrydningsraterne taget udgangspunkt i JAGG stofdatabasen. Ved gennemgangen af de eksisterende rater er der taget højde for kvaliteten af kildematerialet (*Kjærsgaard et al. 1998; Andersen og Oberender 2007*) til at bestemme fremgangsmåden i dette projekt. Det vurderes, at kildematerialet fra Kjærsgaard et al. (1998) er veldokumenteret, og at rater fra dette projekt stadig er relevante. Der laves dog en yderligere søgning på nyere litteratur (fra år 2000 og frem) for at sikre, at alle relevante eksisterende nedbrydningsrater for BTEX'er og chlorerede alifater inkluderes. Da rapporten med det resterende kildemateriale (*Andersen og Oberender 2007*) ikke er publiceret, og da datamaterialet er svært at genfinde, laves der for udvalgte stofgrupper en yderligere søgning. Ved opdateringen af JAGG stofdatabasen i 2007 er der sket en opdatering af nogle af de nedbrydningsrater, der oprindeligt var i stofdatabasen. Kildematerialet for disse opdaterede rater er dog ikke angivet i Andersen og Oberender (2007), og der er derfor set bort fra disse rater i dette projekt. I stedet er der foretaget en ny litteratursøgning samtidig med at det oprindelige kildemateriale fra Kjærsgaard et al. (1998) er opsøgt. Herudfra er raterne til brug i GrundRisk-modellen fastsat. Der kan derved opstå afvigelser mellem de tidligere og de nye nedbrydningsrater anført i denne rapport.

Det er vurderet, at der kun er behov for at opdatere rater for de stoffer/stofgrupper, der analyseres for i grundvandet (*Eurofins, 2017a*), da det er disse, der vil blive lavet risikovurderinger for. Yderligere er nogle stofgrupper udelukket fra en yderligere søgning, da der ikke eksisterer kvalitetskriterier i grundvandet for dem (*Miljøstyrelsen, 2015*).

I fremgangsmåden er det yderligere taget i betragtning, hvor højt de enkelte stoffer eller stofgrupper prioriteres i regionerne. Prioriteringen af stofgrupperne er baseret på resultater fra GrundRisk Screeningen (*Søndergaard et al. 2018*) og i samarbejde med følgegruppen. For stofgrupper af høj prioritet er der udført en litteratursøgning på de enkelte stoffer, hvorimod der for stoffer af lavere prioritet er lavet en basissøgning på stofgruppen i udvalgte rapporter. For enkelte stofgrupper er det vurderet, at prioriteringen er så lav, at der ikke er lavet en ny søgning for stofferne, og de oprindelige rater fra JAGG er ikke opdateret men direkte overført til GrundRisk-listen. For nogle af stofferne er der kun fundet rater, der er antaget på baggrund af lignende stoffer eller forhold. Denne kategori udgør yderligere en kvalitetskategori, da de ikke direkte er forsøgsbestemte, og raterne kan være af varierende kvalitet. Denne variation i datasøgningen medfører at der opgives rater af varierende kvalitet. Følgende kvalitetskategorier (1-4) er opstillet:

1. Litteratursøgning på enkeltstoffer
2. Basissøgning på stofgrupper
3. Rater fra JAGG stofdatabasen (fra upubliceret rapport)
4. Antaget på baggrund af lignende stoffer/forhold

I denne opdatering af raterne er det tilstræbt at vælge realistisk konservative rater på baggrund af datagrundlaget. Definitionen på denne betegnelse er beskrevet nærmere i informati-

onsboksen nedenfor. Det er yderligere, hvis muligt, forsøgt at angive et interval for realistiske nedbrydningsrater. For at ensarte søgningen er der desuden opstillet følgende kriterier:

1. Redoxforhold skal være opgivet (minimum aerob/anaerob).
2. Raterne skal være bestemt under naturlige forhold uden biostimulering eller bioaugmentering (tilsætning af bakterier).
3. For at opnå de mest realistiske forhold, prioriteres rater bestemt ved feltforsøg over rater bestemt ved laboratorieforsøg.
4. Mediet for ratebestemmelsen har indflydelse på prioriteringen (studier baseret på grundvand prioriteres over studier baseret på vand, og studier baseret på sediment og vand prioriteres over studier baseret på vand alene). Mediet tilhørende de enkelte rater opgives i GrundRisk-listerne, og hvis et medie af lavere prioritering er listet, betyder det, at studier med de ønskede medier ikke kunne findes.
5. Nedbrydningsrater bestemt ved brug af modellerings- og estimeringsværktøjer, der ikke tager udgangspunkt i målinger, inkluderes ikke.
6. Når ingen nedbrydning er observeret sættes nedbrydningsraten til 0.
7. Hvis ingen nedbrydningsrater for det givne stof er fundet, er dette markeret med "-".

For at ensarte de opgivne informationer er det opgivet, om raterne er estimeret ved laboratorie- eller feltforsøg, men en yderligere differentiering mellem metoderne er ikke udført. Laboratorieforsøg dækker således over batchforsøg (flaskeforsøg) såvel som kolonneforsøg, mens feltforsøg dækker over blandt andet injektionsforsøg, *in situ* mikrokosmos og rater bestemt ved isotopfraktionering eller ud fra feltobservationer.

INFORMATIONSBOKS - DEFINITION PÅ REALISTISK KONSERVATIVE RATER

Udgangspunktet for opdateringen af nedbrydningsraterne er, at de skal være realistisk konservative. Med realistisk menes der, at der tages højde for, at de skal repræsentere forhold i grundvandet. Der er altså i søgningen stræbt efter at opnå værdier, der bedst muligt kan repræsentere den nedbrydning, der foregår *in situ*. Kriterier er inkluderet for, at gøre det gennemsigtigt hvor realistiske de opgivne rater er, fx om de er bestemt ved felt eller laboratorieforsøg. Med realistisk konservativ menes der, at værdien skal være konservativ men ikke repræsentere de laveste rater, hvis litteraturen indikerer, at større rater er mere typisk. Som udgangspunkt er der anbefalet en realistisk konservativ nedbrydningsrate, og derudover vil der, såfremt data muliggør det, yderligere blive opgivet realistiske maksimum-, minimum og middelværdier. Nedbrydningseffekten kan dermed undersøges under forskellige forhold. Det er vigtigt at pointere, at nedbrydningsrater ikke er almenlydige værdier, men estimerede værdier der afhænger af en række faktorer.

2.2 Bestemmelse af anbefalede nedbrydningsrater

De anbefalede 1. ordens nedbrydningsrater er, som beskrevet i ovenstående informationsboks, valgt som værende realistisk konservative. Dette afsnit indeholder en nærmere beskrivelse af, hvordan de anbefalede 1. ordens nedbrydningsrater er fastlagt.

- Forureningsstoffer, der ikke er fundet nogen nedbrydningsrater for, under både aerobe og anaerobe forhold, indgår ikke i listen over anbefalede rater. Man kan i Bilag 3 se alle stoffer, der er søgt nedbrydningsrater for.

- For stoffer, hvor der kun er fundet én rate, anbefales denne værdi med ét betydende ciffer. Ét betydende ciffer er valgt for at indikere, at nedbrydningsrater ikke er absolutte og almenlydige værdier.
- For stoffer, hvor mere end én nedbrydningsrate er fundet under de mest realistiske forhold bestemt ud fra ovenstående syv opsatte kriterier, vælges som udgangspunkt (for stoffer, hvor der er mindre end 5 rater) den laveste værdi, der ikke er nul. Dette gøres for at vælge en realistisk konservativ rate. I visse tilfælde, hvor hovedparten af litteraturen indikerer, at et specifikt stof ikke nedbrydes, vil der dog være grundlag for, at sætte den anbefalede nedbrydningsrate til nul.
- For forureningsstoffer, hvor der er fundet mange nedbrydningsrater (≥ 5), tages et gennemsnit af alle værdier, der har samme størrelsesorden som den laveste værdi, der ikke er nul, således at den anbefalede rate estimeres på baggrund af alle realistisk konservative tilgængelige rater. I sådanne tilfælde er den anbefalede rate således ikke baseret på en specifik eksperimentelt bestemt værdi. Det er i listerne (for mættet og umættet zone) over anbefalede rater (TABEL 15 og TABEL 16) angivet hvor mange rater, der er fundet for de enkelte stoffer.

Værdier, der svarer til en halveringstid på mere end 1000 d ($k < 0,0007 \text{ d}^{-1}$), betragtes som nulværdier. Denne skellinje er valgt med henblik på, at forureningskilder på 100 µg/L vil være 19 år om at blive reduceret til en værdi under 1 µg/L, når nedbrydningsraten er $0,0007 \text{ d}^{-1}$, og med en langsom grundvandshastighed på 5 m/år svarer denne tid til en afstand på ca. 100 m (det administrative punkt i GrundRisk Risikovurdering). Nedbrydningsrater mindre end denne værdi vil således ikke være af væsentlig betydning for større forureninger (hvis man er interesseret i de eksakte minimumsværdier, kan Bilag 3 opsøges). Der vil dog være tilfælde hvor raterne ligger tæt ved den nedre afskæringsværdi ($0,0007 \text{ d}^{-1}$), og i sådanne tilfælde er $0,0001 \text{ d}^{-1}$ anvendt som nedre afskæringsværdi for derved at inkludere alle værdierne i denne størrelsesorden.

2.3 Overordnede søgestrategier

Litteratursøgningen er udført på DTU Findit, som er DTU's online biblioteksservice, der blandt andet indeholder adgang til Web of Science og Google Scholar. Der er søgt på en blanding af nedbrydnings-specifikke søgeord og navne på stofgrupper/kemiske navne på forureningsstofferne. Hvis stofferne har andre kendte navne, ud over deres kemiske navn, er der også søgt på dem (fx trichlorethylen og TCE). Specifikke søgningsstrategier for de enkelte stoffer/stofgrupper er uddybet i Bilag 2.

Basissøgningen er udført i kendte rapporter, hvor der er lavet en sammenstilling af nedbrydningsrater for udvalgte forureningsstoffer. Ydermere er internationale personer, der har stor viden inden for naturlig nedbrydning af miljøfremmede stoffer i grundvandsmagasiner, kontaktet for at finde relevant litteratur. De fleste modtagne materialer var imidlertid allerede kendt, hvilket bekræftede overblikket over det eksisterende datamateriale.

På baggrund af kildematerialerne og prioriteringen af stofferne er søgningen forløbet forskelligt for de enkelte stofgrupper, som derfor er forklaret enkeltvis i nedenstående afsnit (2.4 og 2.5). Udgangspunktet for søgningen er den mættede zone, medmindre andet er angivet.

2.4 Stofgrupper af høj prioritet (litteratursøgning)

2.4.1 Pesticider

Pesticider er en samlebetegnelse for bekæmpelsesmidler. Nedbrydningen af de enkelte pesticider er imidlertid meget forskellig, og pesticiderne skal derfor behandles som enkeltstoffer. Ved søgningen efter nedbrydningsrater for pesticider er der taget udgangspunkt i pesticiddatabasen (VMR), hvor de oprindelige data i JAGG stofdatabasen også er hentet fra. Pesticiddatabasen er imidlertid blevet opdateret efter opdateringen af JAGG stofdatabasen. En ny søgning i pesticiddatabasen er derfor udført med henblik på at undersøge, om der findes opdaterede nedbrydningsrater for de enkelte stoffer, og med det nye fokus at vælge realistiske (jævnfør de 7 kriterier), og ikke de mest konservative, rater. Brugeren kan, for pesticider der ikke er inkluderet i den opdaterede liste, selv opsøge pesticiddatabasen, hvor der er opgivet halveringstider for flere pesticider.

Pesticiddatabasen angiver halveringstider ($t_{1/2}$), og disse er omregnet til 1. ordens nedbrydningsrater (k) ved brug af formelen $k = \ln(2)/t_{1/2}$, under den antagelse at nedbrydningen er af første orden. For at give en fornemmelse af størrelsesordener er halveringstider og tilsvarende første ordens nedbrydningsrater opgivet i TABEL 1.

TABEL 1. Omregning mellem halveringstider og tilsvarende første ordens nedbrydningsrater.

Halveringstid (d)	1. ordens nedbrydningsrate (d^{-1})
0,1	7
1	0,7
10	0,07
100	0,007
1000	0,0007

Hvis der ikke har været andre tilgængelige data, er halveringstider fra pesticiddatabasen, der er antaget på baggrund af lignende stoffer eller på baggrund af nedbrydning i andre medier, også inkluderet. Yderligere er default-værdier for udvalgte stofgrupper i pesticiddatabasen af samme grund også inkluderet, se TABEL 2. Det er i denne rapport angivet, hvis nedbrydningsrater er antaget eller er default-værdier.

TABEL 2. Modificeret fra (Bay et al. 2007). Default-værdier for halveringstider for pesticider i pesticiddatabasen. Default-værdier er kun anvendt, hvis andre data ikke var tilgængelige.

Klassificering af nedbrydelighed	Stofgruppe	Halveringstid [d], vand aerobt	Halveringstid [d], vand anaerobt
Hurtigt nedbrydeligt	Phenoxysyrer (MCPA, MCPP, 2,4-D), glyphosat	50	500
Moderat nedbrydeligt	Phenylureaherbicider (isoproturon, linuron, Dduron), bentazon, triazoner (metamitron)	250	2.500
Langsamt nedbrydeligt	Triaziner (atrazin, simazin, terbutylazin), triazoner (diazinon, metribuzin), propiconazol, carbanilater (phenmedipham), sulfonyleureaherbicider (metsulfuron, triazinamin)	1.000	10.000
Stort set ikke nedbrydeligt	BAM Conazoler (propiconazol)	10.000	10.000

Der er generelt ikke taget højde for det oprindelige kildemateriale, da det vurderes at datakravene, som er grundlag for pesticiddatabasen, er velovervejede og rimelige. Kun i få tilfælde er kildematerialet forsøgt fundet, hvis noget har været uklart (medietype), eller hvis der ikke har været opgivet redoxforhold for relevante medier. I nogle tilfælde stemmer opgivne halveringstider derfor ikke overens med, hvad der er opgivet i databasen, hvis kildematerialet har givet nye oplysninger. I sådanne tilfælde er det oprindelige kildematerialet angivet. Kildematerialet har også været opsøgt, hvis der for et stof har været meget modstridende data fra sammenlignelige ratebestemmelsesmetoder for at udvælge den mest realistiske. Der er generelt ikke taget højde for temperaturen ved ratebestemmelsen, men i nogle tilfælde har temperaturen dog været afgørende for udvælgelsen af rater. Dette gælder, hvis to rater har opfyldt de samme kriterier, men har haft betydeligt forskellige temperaturer. I disse tilfælde er temperaturen tættest på danske grundvandsforhold valgt.

For udvalgte pesticider er der lavet en yderligere litteratursøgning ud over søgningen i pesticiddatabasen. Der er i denne litteratursøgning fokus på pesticider dominerende ved punktkilder, hvor høje koncentrationer gør undersøgelser og risikovurdering relevant for regionerne. Disse pesticider er udvalgt på baggrund af Miljøprojekt nr. 1502, hvor der er opgivet en oversigt over de oftest fundne pesticider på lokaliteter med pesticidpunktkilder (*Tuxen et al. 2013*). Ud over pesticiderne fra Tuxen et al. (2013) er chloridazon og dets nedbrydningsprodukter, der hyppigt findes ved landbrugsrelaterede punktkilder (*VMR, 2016*), også inkluderet i søgningen. De udvalgte pesticider er:

1. BAM (2,6-dichlorbenzamid)
2. Dichlorprop
3. MCPP (Mekchlorprop)
4. Bentazon
5. Desisopropyl-atrazin
6. Hexazinon
7. Atrazin
8. Desethylatrazin
9. 2,4-dichlorphenol
10. MCPA
11. Chloridazon og dens metabolitter (desphenyl-chloridazon og methyl-desphenyl-chloridazon)

I følgegruppen har det yderligere været foreslået at inkludere følgende stoffer og stofgrupper: triazoler, strobiluriner, sulfonylurea-midlerne, pyrethroider, picolinsyrer, diflufenican, fluoxypur, picolinafen og metalaxyl-M. Disse er ikke inkluderet i denne rapport af tidsmæssige årsager, men afspejler et muligt behov for et fremtidigt fokus. Det forventes imidlertid, at flere af nævnte stoffer i højere grad vil udgøre en trussel for overfladevand, hvor de grundet deres høje $\log(K_{ow})$ fortrinsvis vil være tilstede i sedimentfasen, dette gælder fx. diflufenican og pyrethroiden λ -cyhalothrin (*McKnight et al. 2015*). Der er derfor et behov for en evaluering af, om de udgør et problem for grundvandsressourcen.

2.4.2 Chlorerede alifater

Nedbrydningsraterne for chlorerede alifater er i det eksisterende datagrundlag hentet fra Kjærsgaard et al. (1998), som vurderes at have et godt datagrundlag. I litteratursøgningen er der derfor kun fokuseret på nyere data over nedbrydningsrater (år 2000 og frem). For de chlorerede alifater, der ikke er inkluderet i det eksisterende datagrundlag, er søgningen ikke begrænset i tidsperioden. Hvis raterne opgivet i Kjærsgaard et al. (1998) efter litteratursøgningen stadig vurderes at være de mest realistiske, er det oprindelige kildemateriale opsøgt for at finde yderligere informationer om forholdene.

2.4.3 BTEXN

Fremgangsmåden for opdateringen af BTEXN (benzen, toluen, ethylbenzen, xylene og naphthalen) nedbrydningsraterne for den mættede zone er den samme som for de chlorerede alifater, da de oprindelige BTEXN rater også kommer fra Kjærsgaard et al. (1998). I denne søgning er der også fokus på litteratur fra år 2000 og frem. Som ved de chlorerede alifater er det oprindelige kildemateriale fra Kjærsgaard et al. (1998) ligeledes opsøgt hvis nødvendigt. Der er udført en basissøgning i kendte rapporter efter rater for den umættede zone.

2.4.4 Kulbrinter

Kulbrinterne er i JAGG stofdatabasen opgivet som enkeltstoffer. Det er imidlertid ikke alle kulbrinter, der analyseres efter som enkeltstoffer i de anvendte analysepakker (*Eurofins*, 2017a, 2017b). De kulbrinter, der analyseres efter som enkeltstoffer (BTEXN og PAH'er), bliver behandlet som enkeltstoffer i denne opdatering af nedbrydningsraterne. Dette kapitel omhandler de resterende kulbrinter, der analyseres som en sum af kulbrinterne med givne kogepunktsintervaller. Når der analyseres for totalkulbrinter opgives koncentrationerne i fraktioner. For vandpakken er fraktionerne C₆-C₁₀, C₁₀-C₂₅ og C₂₅-C₃₅ (*Eurofins*, 2017a) og for jordpakken er fraktionerne C₆-C₁₀, >C₁₀-C₁₅, >C₁₅-C₂₀, >C₂₀-C₃₅ (*Eurofins*, 2017b). Dette er i overensstemmelse med Jordflytningsbekendtgørelsen, dog er den tungeste fraktion her angivet som >C₂₀-C₄₀. Med udgangspunkt i disse fraktioner tilstræbes det at finde nedbrydningsrater, der kan repræsentere disse fraktioner. Kvalitetskriteriet er fastsat for summen af kulbrinter (totalkulbrinter), og det vil derfor kræve, at de beregnede koncentrationer af de enkelte fraktioner summeres og holdes op mod kvalitetskriteriet.

2.4.4.1 Mættet zone

Der er indledende udført et litteraturstudium på rater for mættet zone for fraktioner af kulbrinterne og for olieprodukterne, men denne litteratursøgning gav imidlertid ingen resultater. Der er derfor efterfølgende, for de enkelte fraktioner på baggrund af stoffernes fysisk-kemiske parametre og deres andel i de rene olieprodukter (*Andersen et al.* 2008), forsøgt at vælge et modelstof, der kan repræsentere fraktionen. Denne søgning har været begrænset af, hvilke stoffer, der kunne tænkes at eksistere rater for, såvel som hvilke stoffer, der vurderes repræsentative for hele fraktionen.

For de to tungeste kulbrintefraktioner i jordpakken (>C₁₅-C₂₀ og >C₂₀-C₃₅) vurderes det, at deres opløselighed er så lav (højeste værdi fundet: 0,2 mg/L for >C₁₅-C₂₀ fraktionen og 0,06 mg/L for >C₂₀-C₃₅ fraktionen) og deres sorptionsevne så høj (laveste log(K_{ow}) værdi fundet: 5,18 for >C₁₅-C₂₀ fraktionen og 6,44 for >C₂₀-C₃₅ fraktionen), at de sjældent vil være et problem i det "administrative punkt" 100 m nedstrøms i grundvandet. Der er derfor fokuseret på at finde nedbrydningsrater for de to letteste fraktioner.

De to letteste fraktioner (C₆-C₁₀ og >C₁₀-C₁₅) er betydeligt mere mobile. Der er derfor søgt efter repræsentative nedbrydningsrater for disse. For at finde et modelstof for disse fraktioner er de fysisk-kemiske parametre (opløselighed og sorption) gennemgået for kulbrinterne i de enkelte fraktioner. På den baggrund er det forsøgt at finde et modelstof, der kan repræsentere midten af værdi-intervallerne. Der har dog været det problem, at de kulbrinter, der har opfyldt dette krav, og som der findes nedbrydningsrater for, har været aromater (BTEX er ikke inkluderet i den letteste fraktionskategori). Aromater vurderes dog ikke at repræsentere fraktionernes nedbrydelighed, da de formentligt vil være tungere nedbrydelige end i hvert fald de lige-kædede alifater, og da alifaterne dominerer mængdemæssigt i fraktionerne.

Det er derfor konkluderet, at det ikke er muligt i dette litteraturstudie at finde nedbrydningsrater relateret til modelstoffer for de enkelte kulbrintefraktioner, og at der er et fremtidigt behov for fastsættelse af repræsentative rater baseret på laboratorie- eller feltforsøg. I afsnit 2.4.4.3 er det uddybet, hvordan man kan håndtere en kulbrinteforurening på trods af denne mangel på relevante rater.

2.4.4.2 Umættet zone

For den umættede zone er der taget udgangspunkt i en af de eksisterende rapporter (*Christensen et al. 2016*) om naturlig nedbrydning i den umættede zone. Der er i denne rapport angivet anbefalede nedbrydningsrater for BTEX'erne som gruppe og for C₆-C₁₂ alifater. Såfremt man har en lokalitet, hvor der observeres forurening med den letteste fraktion af kulbrinterne, men hvor BTEXN ikke detekteres i den specifikke analyse for dem, anbefales det, at raten for C₆-C₁₂ fraktionen anvendes. Der er ikke fokuseret på at finde nedbrydningsrater for de tungere fraktioner, da det ligesom for den mættede zone er mest relevant at inkludere nedbrydning for de lette fraktioner.

2.4.4.3 Håndtering af kulbrinteforurening

Kulbrinter er en stofgruppe, som ikke har stor fokus i regionernes prioritering af indsatsen overfor grundvandstruende forureninger. Dette kan have baggrund i, at disse stoffer pga. deres fysiske-kemiske egenskaber (høj sorption og lav opløselighed) og deres nedbrydelighed sjældent findes i høje koncentrationer i grundvandet. Region Sjælland har lavet et landsdækkende udtræk fra Jupiterdatabasen for alle borer med registrerede fund af oliestoffer (C₁₀-C₂₅, C₂₅-C₃₅, dieselolie, fyringsolie, olie, olie-benzin og smøreolie) (*Jannerup, 2017*). Dette viser, at der på landsplan er 433 borer, hvor koncentrationerne af oliestoffer overskrider kvalitetskriteriet på 9 µg/L. Til sammenligning er der 1729 borer med overskridelser for chlorerede alifater. Ses der alene på vandværksboringer, ses der overskridelser for 81 borer på landsplan. Hovedparten af disse overskridelser er dog forholdsvis beskedne (inden for en faktor 2-4 af grænseværdien). Samtidig er analyseusikkerheden høj for oliestoffer, når der måles i niveaue omkring grænseværdien (op til 500% - en faktor 5 - ifølge Højvang Miljølaboratorium (2017)), hvorfor de fleste af disse overskridelser ligger inden for usikkerheden på analysen.

I et tidligere erfaringsopsamlingsstudie blev det desuden fundet, at grundvandsforureningsfæner fra villaolietanke maksimalt opnår en udbredelse på 40-50 m (*Larsen et al. 2009*) nedstrøms kilden. Kulbrinterne vil derfor i de fleste tilfælde sandsynligvis ikke udgøre et problem i det "administrative punkt" 100 m nedstrøms kilden. Kulbrinter er ikke et fokusstof for den nationale grundvandsovervågning (GRUMO), som ikke rapporterer fund af disse, men udelukkende for aromatiske kulbrinter (BTEX'er), se fx GEUS (2015).

I lyset af ovenstående vurderes det, at kulbrinter udgør en mindre risiko for grundvandsressourcen. Det er dog vigtigt at pointere, at der ikke er belæg for at antage, at de aldrig udgør et problem. Såfremt det ønskes at udføre en risikovurdering for konkrete kulbrinteforureninger, foreslås det:

- At der for de to letteste kulbrintefraktioner (C₆-C₁₀ og >C₁₀-C₁₅) for den umættede zone anvendes en rate fra det angivne interval, der går fra 0.1-1 d⁻¹ (jf. afsnit 3.4).
- At der for de to letteste kulbrintefraktioner for den mættede zone anvendes en rate inden for rateintervallet for BTEXN'erne (se afsnit 3.4).
- At der, hvis der er mistanke om BTEXN forurening på en given lokalitet, analyseres særskilt for disse forureningsstoffer, og regnes særskilt for dem.

Det har ikke været muligt at finde rater for de tungere kulbrintefraktioner (>C₁₅-C₂₀ og >C₂₀-C₃₅), og det er derfor ikke på nuværende tidspunkt muligt at udføre beregninger for disse.

2.4.5 MTBE

MTBE (Methyl-tert-butylether) er som det eneste af de polære stoffer inkluderet i opdateringen af nedbrydningsraterne. Der eksisterer kun relativt få enkeltssager med MTBE forurening, men de udgør en betydelig risiko for grundvandsressourcen, og MTBE er derfor inkluderet i søgningen. Det er yderligere søgt efter nedbrydningsprodukterne tert-butylalkohol (TBA) og tert-butylformat (TBF).

2.5 Stofgrupper af lavere prioritet (basissøgning)

2.5.1 PAH'er

For PAH'erne er der foretaget en udvælgelse inden basissøgningen. Der er udelukkende taget udgangspunkt i de 16 PAH'er, der indgår i Regionernes analysepakke for vand (*Eurofins, 2017a*), og som der findes kvalitetskriterier for (*Miljøstyrelsen, 2015*). Ud af disse er det vurderet, at stoffer med en $\log(K_{ow})$ værdi højere end 5,6 er så immobile, at de ikke udgør et problem. Med denne udvælgelsesstrategi er det således kun fluoranthen og naphthalen, der er relevante PAH'er i den videre søgning. Da naphthalen er inkluderet i BTEXN gruppen, fokuserer dette kapitel alene på fluoranthen. For de andre PAH'er er raterne fra JAGG angivet.

2.5.2 Phenoler

For phenoler er der alene udført en basissøgning i udvalgte rapporter.

3. Nedbrydningsrater for udvalgte stofgrupper samt anvendelsesanbefalinger

Dette kapitel indeholder 1. ordens nedbrydningsrater for udvalgte stoffer og stofgrupper baseret på resultater fra litteratur- og basissøgningen. En samlet liste med anbefalede nedbrydningsrater fremgår af afsnit 4. Yderligere er der i Bilag 3 opgivet tabeller (for mættet og umættet zone), hvor minimum-, maksimum-, og middelværdier samt kvalitetskategorier er inkluderet for de enkelte stoffer.

Der er generelt nogle faktorer, der skal gøre sig gældende for, at naturlig bionedbrydning kan finde sted (*Kjeldsen og Christensen, 1996*):

- **Mikroorganismer:** de rigtige mikroorganismer, med de rigtige aktive gener, skal være tilstede i den forurenede zone, og forureningen skal være tilgængelig for dem i vandfasen.
- **Redoxforhold:** tilstedeværelse af de rette elektron-acceptorer eller donorer er yderligere nødvendigt for at facilitere nedbrydningen.
- **Miljøforhold:** mikroorganismene skal have adgang til næringsstoffer, pH-forholdene i omgivelserne skal, for de fleste mikroorganismer, være neutrale, og temperaturen skal være passende for mikroorganismernes leveforhold.

Disse faktorer betyder også, at der naturligt vil være en forskel på nedbrydningsrater bestemt ved laboratorieforsøg, hvor forholdene er mere kontrollerede, og nedbrydningsrater bestemt ved feltobservationer, hvor forholdene er mere heterogene. Nedbrydningsrater bestemt i felten vil derfor som regel være de mest realistiske.

Når nedbrydning inkluderes i GrundRisk-modellen antages det, at nedbrydningsraten er konstant over en 100 m strækning (afstand til kontrolpunktet) i grundvandsmagasinet (*Rosenberg et al., 2016*). Ligeledes vil den anvendte rate for den vertikale transport være ens for hele denne zone. Dette betyder, at redoxforholdene skal være ensartede (aerobe eller anaerobe) i henholdsvis den vertikale og horisontale del af modellen, for at de udvalgte rater er repræsentative. Det vil desuden være fordelagtigt hvis der, ud over beregningerne med GrundRisk, også i risikovurderingen tages højde for, om der er indikationer på nedbrydning, fx hvis der er detekteret metabolitter eller specifikke mikroorganismer.

3.1 Pesticider

Af de udvalgte stofgrupper i denne rapport er pesticiderne den gruppe, der har det højeste antal enkeltstoffer. Pesticider har det til fælles, at de er skabt til at have toksiske effekter på fx ukrudt og skadedyr, men de er meget forskellige nedbrydningsmæssigt. Pesticiderne skal derfor behandles som enkeltstoffer. TABEL 4 indeholder nedbrydningsrater for pesticiderne. Raterne, hentet i pesticiddatabasen og ved den yderligere litteratursøgning, er af kvalitetskategori 1. Dette gælder med undtagelse af de værdier, der er antaget eller baseret på default-værdier. Disse tilhører kvalitetskategori 4.

Fordi pesticiderne er så forskellige, kan der ikke laves fælles konklusioner for gruppen som helhed. Det kan dog siges, at nedbrydningen for de fleste pesticider generelt er væsentligt

hurtigere under aerobe forhold. Det kan ses i rapporten fra Tuxen et al. (2013), at phenoxysyrer og triaziner er de dominerende pesticidgrupper fundet ved punktkilder. Phenoxysyrer, som dichlorprop og mechlorprop, er generelt let nedbrydelige under aerobe forhold (Tuxen et al., 2013; Tuxen et al. 2002). Nedbrydningen under anaerobe forhold er generelt langsommere. Det samme nedbrydningsmønster ses for triazinerne (Rügge et al., 2011), hvor den hurtigste nedbrydning også sker under aerobe forhold. Redoxforholdene har altså stor betydning for nedbrydningen af pesticiderne, og nedbrydning i de anaerobe og dybere zoner vil for mange pesticider være relativt begrænset.

Nogle af pesticiderne nedbrydes til problematiske nedbrydningsprodukter, hvilket er et vigtigt opmærksomhedspunkt. Hvis man for disse pesticider ikke anvender en sekventiel nedbrydningsmodel, kan resultatet blive misvisende. Desværre er det for flere af nedbrydningsprodukterne ikke muligt at finde nedbrydningsrater i litteraturen. Dertil kommer, at der kan være flere potentielle nedbrydningsveje, som giver anledning til forskellige nedbrydningsprodukter (se TABEL 3). I disse tilfælde bør anvendelse af nedbrydning ske med varsomhed, da stofferne sandsynligvis bliver nedbrudt til nye og måske problematiske stoffer og ikke blot forsvinder. GrundRisk kan tage højde for sekventiel nedbrydning med dannelse af nedbrydningsprodukter i en nedbrydningskæde. I TABEL 3 er det derfor for disse tilfælde, hvor sekventiel nedbrydning er relevant, anbefalet hvilken metabolit, der kan antages i beregningen. Dette valg er truffet på baggrund af, om der er en dominerende nedbrydningsvej, eller om nogle af metabolitterne har flere moderstoffer og derved produceres af andre veje.

TABEL 3. Håndtering af pesticider der nedbrydes til problematiske nedbrydningsprodukter. Det er angivet for hvilke nedbrydningsveje, det er rimeligt at inkludere sekventiel nedbrydning, og for hvilke det skal ske med varsomhed (markeret med kursiv), da der er flere nedbrydningsprodukter, eller hvor nedbrydningsvejen ikke er veldokumenteret. Det anbefales dog, at der regnes sekventielt i alle disse tilfælde, da det er det mest konservative valg risikomæssigt.

Nedbrydning	Dokumentation	Håndtering
Dichlobenil → BAM	Veldokumenteret	Sekventiel nedbrydning
Chloridazon → <i>desphenyl-chloridazon/ methyl-desphenyl-chloridazon</i>	<i>Ikke veldokumenteret</i>	<i>Sekventiel nedbrydning med desphenyl-chloridazon som anbefalet metabolit</i>
Glyphosat → AMPA	Veldokumenteret	Sekventiel nedbrydning
*Dichlorprop → (4-CPP)	<i>Ikke veldokumenteret</i>	<i>Sekventiel nedbrydning med 4- CPP som anbefalet metabolit</i>
Atrazin → <i>hydroxyatrazin/deethylatrazin/ desisopropylatrazin</i>	Veldokumenteret	<i>Sekventiel nedbrydning med deethylatrazin som anbefalet metabolit</i>

* Kræver anaerobe forhold.

På trods af at grundvandsforurening med pesticider er et udbredt problem, er informationer om nedbrydningsrater under naturlige forhold begrænsede. Der er således et behov for at finde feltbestemte nedbrydningsrater for de pesticider, der udgør det største problem - både i den mættede og den umættede zone. De fleste nedbrydningsrater, bestemt for den umættede zone, er bestemt i muldlaget, og raten er derfor ikke repræsentativ for de dybere og mindre oxygenholdige dele af den umættede zone. Da der kan forventes nedbrydning af pesticider i den aerobe umættede zone, anbefales det i den umættede zone, at anvende aerobe rater fra den mættede zone.

TABEL 4. Nedbrydningsrater og tilhørende informationer for pesticider hentet primært i pesticiddatabasen. Det er angivet med en reference (*), når opgivne rater er fundet i det yderligere litteraturstudie for de udvalgte pesticider. A1 = antaget værdi for vand på baggrund af stoffets nedbrydning i jord og vand. A2 = antaget værdi for vand på baggrund af lignende stoffer. D = default værdi baseret på stofgruppe. i.o. = ikke oplyst. Raterne hentet i pesticiddatabasen og ved den yderligere litteratursøgning er af kvalitetskategori 1, med undtagelse af de værdier der er antagne eller baseret på default-værdier, de er af kvalitetskategori 4.

Pesticid	Redoxforhold	Nedbrydningsrate [d^{-1}] ($t_{1/2}$ [d])	Forsøgstype	Medium	Temp. [°C]	Kildematerialer
2,4-D	Aerob	0,024 (29)	Laboratorie	Sediment + vand	i.o.	
	Anaerob	0,0021-0,017 (41-333)	Laboratorie	Vand	i.o.	
2,4-Dichlorphenol	Aerob	0,02*-0,1* (7-35)	Felt	Akvifer	~10	*Nielsen et al. 1996
	Anaerob	-	-	-	-	
2,6-DCPP	Aerob	0,003 (250)	A2	-	-	
	Anaerob	0,0003 (2500)	A2	-	-	
2,6-Dichlorphenol	Aerob	0,017 (42)	i.o.	Vand	i.o.	
	Anaerob	0,001 (500)	D	-	-	
4-CPP	Aerob	0,01 (50)	D	-	-	
	Anaerob	0,001 (500)	D	-	-	
4-Nitrophenol	Aerob	0,09*-0,4* (2-8)	Felt	Vand	~10	*Nielsen et al. 1996
	Anaerob	0,10 (6,8)	i.o.	Vand	i.o.	
AMPA	Aerob	0,003 (250)	A1	-	-	
	Anaerob	0,003 (250)	A1	-	-	
Atrazin	Aerob	0,00005*-0,02 (35-13863)	Laboratorie	Sediment + grundvand	15-25	*McMahon og Chapelle 1992
	Anaerob	0	Felt	Akvifer	10	
Atrazin, hydroxy	Aerob	0,0007 (1000)	D	Vand	-	
	Anaerob	0,00007 (10000)	D	Vand	-	
BAM	Aerob	0*	Felt	Akvifer	i.o.	* Albrechtsen et al. 2001
	Anaerob	0*	Felt	Akvifer	i.o.	
Bentazon	Aerob	0	Felt	Akvifer	10	
	Anaerob	0	Laboratorie	Akvifer	i.o.	
Captan	Aerob	5,8 (0,12)	Laboratorie	Vand	28	
	Anaerob	0,0003 (2500)	A1	-	-	
Carbofuran	Aerob	0,071 (9,7)	i.o.	Sediment + vand	i.o.	
	Anaerob	-	-	-	-	
Chloridazon	Aerob	0,012 (56)	i.o.	Vand	i.o.	
	Anaerob	0,00007 (10000)	A1	-	-	
Deltamethrin	Aerob	0,011 (65)	i.o.	Sediment + vand	i.o.	
	Anaerob	-	-	-	-	
Diazinon	Aerob	0,067 (10,4)	i.o.	Sediment + vand	i.o.	
	Anaerob	-	-	-	-	
Dichlobenil	Aerob	0	Laboratorie	Akvifer	10	
				Sediment		

Pesticid	Redoxforhold	Nedbrydningsrate [d ⁻¹] (t _½ [d])	Forsøgstype	Medium	Temp. [°C]	Kildemateriale
Dichlofluanid	Anaerob	0,00068 (1022)	Laboratorie	+vand	i.o.	
	Aerob	0,099 (7)	i.o.	Sediment +vand	i.o.	
	Anaerob	-	-	-	-	
Dichlorprop	Aerob	0,017-0,058 (12-40)	Laboratorie	Akvifer	10	
	Anaerob	0,00054-0,0035 (196-1286)	Laboratorie	Grundvand	22	
Didealkylhydroxyatrazin	Aerob	0,0007 (1000)	D	-	-	
	Anaerob	0,00007 (10000)	D	-	-	
Dimethoat	Aerob	-	-	-	-	
	Anaerob	0,001 (500)	A1	-	-	
Dinoseb	Aerob	0,007 (100)	A2	-	-	
	Anaerob	0,007 (100)	A2	-	-	
Diuron	Aerob	0,11 (6,5)	i.o.	Vand	i.o.	
	Anaerob	0,00007 (10000)	A1	-	-	
Ethylenthio-urea	Aerob	0,030 (23)	Laboratorie	Akvifer	10	
	Anaerob	0,020 (35)	Laboratorie	Akvifer	10	
Fenarimol	Aerob	0	i.o.	Sediment +vand	i.o.	
	Anaerob	-	-	-	-	
Glyphosat	Aerob	0,0047-0,026 (27-146)	Laboratorie	Sediment +vand	i.o.	
	Anaerob	0,032-0,050 (14-22)	Laboratorie	Sediment +vand	i.o.	
Hexazinon	Aerob	0,0043-0,0083 (84-160)	Laboratorie	Sediment + grundvand	20	
	Anaerob	0,0003 (2500)	A1	-	-	
Iprodion	Aerob	0,023 (30)	i.o.	Sediment +vand	i.o.	
	Anaerob	-	-	-	-	
Isoproturon	Aerob	0	Felt	Akvifer	i.o.	
	Anaerob	0	Felt	Akvifer	i.o.	
Lenacil	Aerob	0,0076 (91)	i.o.	Vand	i.o.	
	Anaerob	0,00007 (10000)	A1	-	-	
Linuron	Aerob	0,023 (30)	Laboratorie	Sediment +vand	i.o.	
	Anaerob	0,033 (21)	Laboratorie	Sediment +vand	24	
Malathion	Aerob	0,15 (4,7)	Laboratorie	Vand	4	
	Anaerob	0,28 (2,5)	Laboratorie	Sediment +vand	22	
MCPA	Aerob	0,069 (10)	Laboratorie	Akvifer	10	
	Anaerob	0	Felt	Akvifer	i.o.	
Mechlorprop MCPP	Aerob	0-0,07* (10)	Laboratorie	Akvifer	10	* Tuxen et al. 2002
	Anaerob	0	Felt	Akvifer	10	
Metamitron	Aerob	0,023 (30)	Laboratorie	Vand	22	

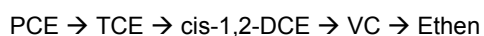
Pesticid	Redoxforhold	Nedbrydningsrate [d ⁻¹] (t _½ [d])	Forsøgstype	Medium	Temp. [°C]	Kildematerialer
Methomyl	Anaerob	0,001 (500)	A1	-	-	
	Aerob	0,19 (3,7)	i.o.	Sediment +vand	i.o.	
	Anaerob	-	-	-	-	
Metribuzin	Aerob	0,013-0,022 (31-53)	i.o.	Vand	i.o.	
	Anaerob	0,0044 (157)*	Laboratorie	Sediment +vand	16,4	
Mevinphos	Aerob	0,033 (21)	i.o.	Sediment +vand	i.o.	* Pavel et al. 1999
	Anaerob	-	-	-	-	
Oxamyl	Aerob	0,99 (0,7)	i.o.	Sediment +vand	i.o.	
	Anaerob	0,1 (6)	A1	-	-	
Oxydemeton-methyl	Aerob	0,23 (3)	i.o.	Sediment +vand	i.o.	
	Anaerob	-	-	-	-	
Parathion	Aerob	0,0027 (260)	Laboratorie	Vand	i.o.	
	Anaerob	0,001 (500)	A1	-	-	
Pendi-methalin	Aerob	0,025-0,17 (4-28)	Laboratorie	Sediment +vand	i.o.	
	Anaerob	0,0003 (2500)	A1	-	-	
Pirimicarb	Aerob	0,028 (25)	Laboratorie	Vand	20	
	Anaerob	0,001 (500)	A1	-	-	
Prochloraz	Aerob	0,003 (250)	A1	-	-	
	Anaerob	0,0003 (2500)	A1	-	-	
Prometryn	Aerob	0,018 (38)	i.o.	Sediment +vand	i.o.	
	Anaerob	0,00007 (10000)	D	-	-	
Propachlor	Aerob	0,0083 (84)	i.o.	Sediment +vand	i.o.	
	Anaerob	-	-	-	-	
Propyzamid	Aerob	0,0074 (94)	i.o.	Sediment +vand	i.o.	
	Anaerob	-	-	-	-	
Simazin	Aerob	0,0022 (310)	Laboratorie	Grund- vand	20	
	Anaerob	0,0003 (2500)	A1	-	-	
Simasin, hydroxy	Aerob	0,0007 (1000)	D	-	-	
	Anaerob	0,00007 (10000)	D	-	-	
Terbutylazin	Aerob	0,0019 (366)	Laboratorie	Grund- vand	20	
	Anaerob	0,0003 (2500)	A2	-	-	
Thiabendazol	Aerob	0,17 (4)	i.o.	Sediment +vand	i.o.	
	Anaerob	-	-	-	-	

For følgende pesticider findes der ikke forsøgsbaserede rater i pesticiddatabasen (eller i litteratursøgningen for udvalgte stoffer): 4-chlor-2-methylphenol, desethylatrazin, desphenyl-chloridazon, methyl-desphenyl-chloridazon, desethylter-buthylazin, desisopropyl-atrazin, metribuzin-desamino-diketo, metribuzin-diketo, azinphos-methyl, chlorthiamid, 2,6-dichlorbenzoesyre, desethyl-desisopropylatrazin, desethyl-hydroxy-atrazin, desisopropyl-hydroxy-atrazin, azoxystrobin, CYPM (nedbrydningsprodukt af azoxystrobin), bifenox, bifenox-syre (nedbrydningsprodukt af bifenox), fluazifop-p-butyl, TFMP (nedbrydningsprodukt af fluazifop-p-butyl), metalaxyl-M, CGA 108906 (nedbrydningsprodukt af metalaxyl-M), CGA 62826 (nedbrydningsprodukt af metalaxyl-M), rimsulfuron, PPU (IN70941)(nedbrydningsprodukt af rimsulfuron), PPU-desamino (IN70942)(nedbrydningsprodukt af rimsulfuron) og nitrofen.

3.2 Chlorerede alifater

Dette kapitel behandler chlorerede alifater i tre kategorier: chlorerede ethener, chlorerede ethaner og chlorerede metaner. Nedbrydningsraterne for de chlorerede alifater er alle af kvalitetskategori 1. Der er i dette afsnit fokus på anaerob reduktiv dechlorering, da det er en primær nedbrydningsvej, og da risikoen kan øges, hvis nedbrydningen ikke er fuldstændig. Derfor er det vigtigt at kunne regne på alle trin i denne sekventielle proces, som er beskrevet enkeltvis for de forskellige chlorerede alifater nedenfor.

Den primære biologiske nedbrydningsvej for de chlorerede ethener, tetrachlorethylen (PCE) og trichlorethylen (TCE), er anaerob reduktiv dechlorering. Denne proces er en sekventiel nedbrydningsproces hvor et chloratom erstattes med et hydrogenatom via nedbrydningsprodukterne dichlorethylen (DCE) (primært isomeren cis-1,2-DCE) og vinylchlorid (VC) til slutproduktet ethen (*Chambon et al. 2013*):



Nedbrydningsproduktet VC er mere toksisk end moderstofferne, og en ufuldstændig nedbrydning øger således risikoen ved forureningen. Ydermere er nedbrydningsprodukterne mere mobile end moderstofferne. For at nedbrydningen af alle de chlorerede ethener kan forløbe, skal redoxforholdene i akviferen være stærkt reducerede, og halo-respirerende bakterier med de rigtige gener skal være tilstede og aktive (*Chambon et al. 2013*).

TABEL 5 indeholder nedbrydningsrater for de chlorerede ethener. For PCE og TCE afspejler de ikke-eksisterende nedbrydningsrater under aerobe forhold, at der for disse forureningsstoffer forventes minimal/ingen nedbrydning (*Bradley og Chapelle, 2010*). Det bør nævnes, at selvom den aerobe nedbrydning af DCE-isomererne er høj, anses denne nedbrydningsproces ikke som betydende i forureningsfanen, da tilstedeværelsen af nedbrydningsprodukterne indikerer, at forholdene er reducerede. Den aerobe nedbrydning af nedbrydningsprodukterne er således kun relevant i fronten af fanen, eller i tilfælde hvor fanen bevæger sig ud af den anaerobe zone (*Bradley og Chapelle, 2010*).

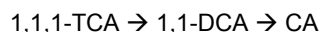
På trods af, at de chlorerede ethener er nogle af de mest udbredte forureningsstoffer i grundvand, er litteraturen, der indeholder nedbrydningsrater, begrænset. Flere af de intervalbestemmende rater er af ældre dato, hvor nedbrydningsforholdene og estimeringsmetoderne ikke er kendt/tydelige. Der er således et behov for at udbygge det eksisterende datagrundlag for at sikre en endnu bedre risikovurdering i fremtiden. Det bør nævnes at selvom raterne i TABEL 5 primært er hentet fra Kjærgaard et al. (1998), betyder det ikke, at der ikke har været fundet nyere rater. De nye rater er primært estimeret ved laboratorieforsøg og prioriteres derfor lavere end de ældre rater bestemt i felten.

TABEL 5. Nedbrydningsrater for chlorerede ethener (kvalitetskategori 1). i.o. = ikke oplyst.

Chlorerede ethener	Redoxforhold	Nedbrydningsrate [d ⁻¹]	Forsøgstype	Medium	Temp. [°C]	Kildemateriale
PCE	Aerob	-	-	-	-	-
	Anaerob	0,00066-0,017	Felt	Akvifer	i.o.	Broholm et al. 2009
TCE	Aerob	-	-	-	-	-
	Anaerob	0,0003-0,007	Felt	Akvifer	10 - i.o.	Rügge et al. 1999 - Dupont et al. 1997
cis-1,2-DCE	Aerob	0,28-1,96	Felt	Akvifer	i.o.	Suarez og Rifai 1999
	Anaerob	0,0007-0,009	Felt	Akvifer	i.o.	Ellis et al. 1997 - Weaver et al. 1997
trans-1,2-DCE	Aerob	0,39-1,15**	Felt	Akvifer	i.o.	Suarez og Rifai 1999
	Anaerob	0,0018*	Felt	Akvifer	i.o.	Ellis 1997
1,1-DCE	Aerob	0,39-1,15**	Felt	Akvifer	i.o.	Suarez og Rifai 1999
	Anaerob	0,026	Laboratorie	Akvifer	i.o.	Hunkeler et al. 2002
VC	Aerob	0,00031-0,006	Laboratorie	Akvifer	15 - 20	Davis et al. 2002 - Davis og Carpenter 1990
	Anaerob	0,0004-0,007	Felt	Akvifer	i.o.	Weaver et al. 1997

*Gennemsnit af 12 feltobservationer for alle DCE-isomere, **interval for DCE-isomere pånær cis-1,2-DCE.

Det chlorerede opløsningsmiddel 1,1,1-trichlorethan (1,1,1-TCA) kan også nedbrydes ved anaerob reduktiv dechlorering via 1,1-dichlorethan (1,1-DCA) og chlorethan (CA), og principet er det samme som for de chlorerede ethener, med undtagelse af at dechloreringen ikke er komplet (Scheutz et al. 2011):



Anaerob reduktiv dechlorering er imidlertid ikke den eneste nedbrydningsvej for TCA, da der også kan foregå abiotisk nedbrydning (Scheutz et al. 2011), og man bør derfor være opmærksom på, at TCA også kan nedbrydes via andre nedbrydningsveje. Der eksisterer også en anden isomer af TCA (1,1,2-TCA), men der er ikke fokuseret på denne og dens nedbrydningsprodukt (1,2-DCA), da det hovedsageligt er 1,1,1-TCA, der er anvendt i Danmark. TABEL 6 indeholder nedbrydningsrater for de chlorerede ethaner. Nedbrydningen af chlorerede ethaner er betydeligt mindre velundersøgt end nedbrydningen af chlorerede ethener, og der er et behov for flere undersøgelser og mere velunderbyggede rater for de chlorerede ethaner.

TABEL 6. Nedbrydningsrater for chlorerede ethaner (kvalitetskategori 1).

Chlorerede ethaner	Redoxforhold	Nedbrydningsrate [d ⁻¹]	Forsøgstype	Medium	Temp. [°C]	Kildemateriale
1,1,1-TCA	Aerob	0,0005-0-0006	Laboratorie	Akvifer	20	Klecka et al. 1990
	Anaerob	0,004-0,005	Felt	Akvifer	10	Rügge et al. 1999
	Abiotisk	0,00065-0,00095	Felt	Akvifer	15	Wing 1997
1,1-DCA	Aerob	-	-	-	-	-
	Anaerob	0,099-0,23	Laboratorie	Akvifer	Stue temp.- 25	Scheutz et al., 2011

CA	Aerob	-	-	-	-	-
	Anaerob	-	-	-	-	-

Chlorerede methaner nedbrydes via cometabolsk anaerob reduktiv dechlorering (*Cappelletti et al. 2012*), og er således afhængig af, at andre stoffer og deres nedbrydere er tilstede:

Tetrachlormethan → Trichlormethan → Dichlormethan → Chlormethan → Methan

De chlorerede methaner kan imidlertid også nedbrydes via andre nedbrydningsveje, afhængigt af forholdene, og andre metabolitter kan derved opstå. TABEL 7 indeholder nedbrydningsrater for de chlorerede methaner, der inkluderes i analysepakkerne (*Eurofins, 2017a*). Chlormethan var også inkluderet i søgningen, da dette stof, selvom man ikke analyserer for det som enkelt stof, er en del af nedbrydningskæden for reduktiv dechlorering. Der blev ikke fundet nogle nedbrydningsrater for chlormethan i søgningen.

TABEL 7. Nedbrydningsrater for chlorerede methaner (kvalitetskategori 1). i.o. = ikke oplyst.

Chlorerede methaner	Redoxforhold	Nedbrydningsrate [d^{-1}]	Forsøgstype	Medium	Temp. [$^{\circ}C$]	Kildemateriale
Tetrachlormethan	Aerob	-	-	-	-	-
	Anaerob	0,11-0,49	Felt	Akvifer	i.o.	Aronson og Howard 1997
Trichlormethan (chloroform)	Aerob	-	-	-	-	-
	Anaerob	0,03	Felt	Akvifer	i.o.	Roberts et al. 1982
Dichlormethan	Aerob	-	-	-	-	-
	Anaerob	0,0064	Felt	Akvifer	i.o.	Aronson og Howard 1997

3.3 BTEXN

Nedbrydningsrater for BTEXN i den mættede zone er opgivet i TABEL 8. Nedbrydningen af denne gruppe stoffer foregår væsentligt hurtigere under aerobe forhold end under anaerobe forhold. Alle stofferne er dog nedbrydelige under både aerobe og anaerobe forhold. Raterne for BTEXN er alle af kvalitetskategori 1. Raterne er desuden realistiske for naturlige forhold, da størstedelen af nedbrydningsraterne er bestemt ved feltobservationer.

Nedbrydningsrater for BTEX i den umættede zone er opgivet i TABEL 9. Alle BTEX'erne kan nedbrydes under aerobe forhold i den umættede zone, og nedbrydningen kan foregå hurtigere end i den mættede zone grundet tilgængeligheden af ilt nær jordoverfladen. For xylener er raterne estimeret på baggrund af halveringstider fra et vandigt medie. Det vurderes dog, at estimatet er acceptabelt, sammenlignet med de andre stoffer og baseret på anbefalingerne fra litteraturstudiet af Christensen et al. (2016), hvor konservative nedbrydningsrater på 0,01-0,1 d^{-1} anbefales for BTEX som gruppe. Forudsætninger for aerob nedbrydning i den umættede zone er uddybet i Christensen et al. (2016).

TABEL 8. Nedbrydningsrater for BTEXN i den mættede zone (kvalitetskategori 1). i.o. = ikke oplyst.

Monoaromatisk kulbrinte	Redoxforhold	Nedbrydningsrate [d ⁻¹]	Forsøgstype	Medium	Temp. [°C]	Kildemateriale
Benzen	Aerob	0,007-0,5	Felt	Akvifer	18-10	MacIntyre et al. 1993 Nielsen et al. 1996
	Anaerob	0,0002- 0,038	Felt	Akvifer	16 - (13-25)	Borden et al. 1997b - Wiedemeier et al.1996
Toluen	Aerob	0,1-0,4	Felt	Akvifer	10	Nielsen et al. 1996
	Anaerob	0,00045-0,07	Felt	Akvifer	i.o. - 16	Buscheck et al. 1993 - Rifai et al. 1995
Ethylbenzen	Aerob	**0,0008-0,0058	Felt	Akvifer	14	Borden et al. 1997b
	Anaerob	0,00045 - 0,05	Felt	Akvifer	i.o. i.o.	Buscheck et al. 1993 - Rifai et al. 1995
m-Xylen	Aerob	0,008-0,43	Laboratorie	i.o.	i.o.	Suarez og Rifai 1999
	Anaerob	*0,0013-0,1	Felt	Akvifer	16 - i.o.	Borden et al. 1997b - Rifai et al. 1995
o-Xylen	Aerob	0,04-0,1	Felt	Akvifer	10	Nielsen et al. 1996
	Anaerob	0,0014-0,21	Felt	Akvifer	10 - i.o.	Rügge et al 1999 - Rifai et al. 1995
p-Xylen	Aerob	0,011	Felt	Akvifer	18	MacIntyre et al. 1993
	Anaerob	*0,0013-0,1	Felt	Akvifer	16 - i.o.	Borden et al. 1997b - Rifai et al. 1995
Naphthalen	Aerob	0,0027-0,9	Felt	Akvifer	i.o. - 10	Blum et al. 2009 - Nielsen et al. 1996
	Anaerob	0,0004-0,021	Felt	Akvifer	i.o - 21	Blum et al. 2009 - Thierrin et al. 1993

* m/p-xylen, ** aerobe og denitrificerende forhold

TABEL 9. Nedbrydningsrater for BTEX i den umættede zone. Raterne er af kvalitetskategori 2, på nær værdier antaget på baggrund af halveringstider i et vandigt medie (markeret med A), de er af kvalitetskategori 4. i.o. = ikke oplyst.

Monoaromatisk kulbrinte	Redoxforhold	Nedbrydningsrate [d ⁻¹]	Forsøgstype	Medium	Temp. [°C]	Kildemateriale
Benzen	Aerob	1,9-3,8	Laboratorie	Umættet jord	i.o.	DeVauil et al. 1997
Toluen	Aerob	0,019-1,2	Laboratorie	Umættet jord	i.o.	DeVauil et al. 1997
Ethylbenzen	Aerob	0,96-2,4	Laboratorie	Umættet jord	i.o.	DeVauil et al. 1997
Xylen	Aerob	0,024-0,10	A	-	-	DeVauil et al. 1997
Naphthalen	Aerob	0,31-0,34	Laboratorie	Umættet jord	20	Park et al. 1990

3.4 Kulbrinter (C₆-C₁₅)

Nedbrydningsrater for de to lette kulbrinte fraktioner (C₆-C₁₀ og >C₁₀-C₁₅) i den mættede zone foreslås jf. diskussionen i 2.4.4.3 som gennemsnit af maksimum og minimumsværdier for BTEXN i den mættede zone. Nedbrydningsrater for C₆-C₁₅ kulbrinter kan ses i TABEL 10.

TABEL 10 Nedbrydningsrater for C₆-C₁₅ kulbrinter i den mættede zone (kvalitetskategori 4). A = antaget værdi på baggrund af BTEXN nedbrydning i den mættede zone.

Kulbrinter	Redoxforhold	Nedbrydningsrate [d ⁻¹]	Forsøgstype	Medium	Temp. [°C]	Kildemateriale
C ₆ -C ₁₅	Aerob	0,03-0,4	A	-	-	-
kulbrinter	Anaerob	0,0008-0,08	A	-	-	-

For den umættede zone under aerobe forhold, er der er taget udgangspunkt i litteratursøgningen udført af Christensen et al. (2016), hvor der generelt er observeret højere nedbrydningsrater for de lette alifater end for BTEX'erne. I tilfælde hvor BTEX'erne ikke dominerer i den lette kulbrintefraktion, anbefales det således, at nedbrydningsrater for de lette alifatiske kulbrinter anvendes. TABEL 11 indeholder nedbrydningsrater for de lette alifatiske kulbrinter. Forudsætninger for aerob nedbrydning i den umættede zone er uddybet i Christensen et al. (2016).

TABEL 11 Nedbrydningsrater for C₆-C₁₂ alifatiske kulbrinter i den umættede zone (kvalitetskategori 2). i.o. = ikke oplyst.

Kulbrinter	Redoxforhold	Nedbrydningsrate [d ⁻¹]	Forsøgstype	Medium	Temp. [°C]	Kildemateriale
C ₆ -C ₁₂ kulbrinter	Aerob	0,1-1	Felt og laboratorie	i.o.	i.o.	Christensen et al. 2016

3.5 MTBE

Nedbrydningsrater for MTBE er angivet i TABEL 12. MTBE kan nedbrydes både under aerobe og anaerobe forhold, men den observerede nedbrydning ved feltforsøg er relativt langsom sammenlignet med stoffets relativt høje opløselighed og mobilitet. Der er fundet overraskende få rater, og som det ses i tabellen, er der ikke stor forskel på raternes størrelse for aerobe og anaerobe forhold. Dette er umiddelbart en anelse overraskende. Nedbrydningsprodukterne tert-butylalkohol (TBA) og tert-butylformat (TBF) har også været inkluderet i søgningen, men denne søgningen gav imidlertid ingen resultater. Det anbefales alligevel, at der regnes med sekventiel nedbrydning til TBA, der er det primære nedbrydningsprodukt af MTBE, og som ofte bliver akkumuleret ved MTBE nedbrydning (Schmidt et al. 2004).

TABEL 12. Nedbrydningsrater for MTBE (kvalitetskategori 1). i.o. = ikke oplyst.

Additiv	Redoxforhold	Nedbrydningsrate [d ⁻¹]	Forsøgstype	Medium	Temp. [°C]	Kildemateriale
MTBE	Aerob	0-0,001	Felt	Akvifer	15-21	Borden et al. 1997
	Anaerob	0,0014-0,0019	Felt	Akvifer	i.o.	Gafni et al. 2016
TBA	Aerob	-	-	-	-	-
	Anaerob	-	-	-	-	-
TBF	Aerob	-	-	-	-	-
	Anaerob	-	-	-	-	-

3.6 PAH'er

Nedbrydningsrater for fluoranthen, der er udvalgt som den eneste PAH til at skulle opdateres, er opgivet i TABEL 13. Nedbrydningsraterne er ved en basissøgning hentet i Miljøprojekt nr. 582 om naturlig nedbrydning af PAH'er i jord og grundvand. Da der er udført en basissøgning, er det oprindelige kildemateriale ikke opsøgt for at finde informationer om medietypen og temperaturen. De opgivne intervaller for nedbrydningshastigheden er bestemt ved laboratorieforsøg og er ensartede under aerobe og anaerobe forhold.

TABEL 13. Nedbrydningsrater for fluoranthen (kvalitetskategori 2).

PAH	Redoxforhold	Nedbrydningsrate [d ⁻¹]	Forsøgstype	Medium	Temp. [°C]	Kildemateriale
Fluoranthen	Aerob	0,002-0,2	Laboratorie	i.o.	i.o.	Knudsen et al. 2001
	Anaerob	0,002-0,2	Laboratorie	i.o.	i.o.	Knudsen et al. 2001

3.7 Phenoler

TABEL 14 indeholder nedbrydningsrater for phenoler. Da disse er af kvalitetskategori 2, og der derved udelukkende er udført en basissøgning for disse, er det oprindelige kildemateriale ikke opsøgt for at finde informationer, der ikke er angivet i rapporterne med samlede rater. Den aerobe nedbrydning er for alle opgivne phenoler hurtigere end den anaerobe nedbrydning.

TABEL 14. Nedbrydningsrater for udvalgte phenoler (kvalitetskategori 2). i.o. = ikke oplyst.

Phenoler	Redoxforhold	Nedbrydningsrate [d ⁻¹]	Forsøgstype	Medium	Temp. [°C]	Kildemateriale
Phenol	Aerob	0,2-0,5	Felt	Akvifer	~10	Nielsen et al. 1996
	Anaerob	0-0,032	Felt	i.o.	i.o.	Aronson & Howard 1997
2-Methylphenol (o-Cresol)	Aerob	0,2-0,4	Felt	Akvifer	~10	Nielsen et al. 1996
	Anaerob	0-0,034	Felt	i.o.	i.o.	Aronson & Howard 1997
4-Methylphenol (p-Cresol)	Aerob	0,65-0,72	Laboratorie	i.o.	i.o.	Broholm 2005
	Anaerob	0,048	Felt	i.o.	i.o.	Aronson & Howard 1997
2,5-Dimethylphenol (2,5-Xylenol)	Aerob	0,011-0,020	Laboratorie	i.o.	i.o.	Broholm 2005
	Anaerob	0,0004-0,0018	Laboratorie	i.o.	i.o.	Broholm 2005
2,6-Dimethylphenol (2,6-Xylenol)	Aerob	0,0003-0,0012	Laboratorie	i.o.	i.o.	Broholm 2005
	Anaerob	-	-	-	-	-
3,4-Dimethylphenol (3,4-Xylenol)	Aerob	0,002-0,008	Laboratorie	i.o.	i.o.	Broholm 2005
	Anaerob	0,0012-0,0025	Laboratorie	i.o.	i.o.	Broholm 2005
3,5-Dimethylphenol (3,5-Xylenol)	Aerob	0,004-0,011	Laboratorie	i.o.	i.o.	Broholm 2005
	Anaerob	0,0026-0,0053	Laboratorie	i.o.	i.o.	Broholm 2005

4. Anbefalede 1. ordens nedbrydningsrater

Dette kapitel indeholder 1. ordens realistisk konservative nedbrydningsrater anbefalet på baggrund af litteraturstudiet, for den mættede, TABEL 15, og den umættede, TABEL 16, zone. Der henvises til Bilag 3 for minimum-, maksimum-, og middelværdier. I bilaget er alle stoffer inkluderet i søgningen listet, og det er der muligt at finde stoffer, som der er søgt efter, men hvor ingen rater blev fundet. Disse stoffer er ikke inkluderet i dette afsnit. Antallet af rater, fundet for de enkelte stoffer, er angivet i tabellerne for anbefalede nedbrydningsrater. Hvis der er fundet mere end 2 rater for et stof, kan Bilag 3 (Tabel 20) opsøges for at se de resterende rater, som ikke er opgivet inde i selve rapporten. Forsøgstype og medie til estimering af de enkelte rater, kan findes ved at opsøge tabellerne for de enkelte stofgrupper i afsnit 3, der afspejler de mest realistiske forhold fundet i søgningen. De anbefalede nedbrydningsrater er for udvalgte stofgrupper fremstillet grafisk i Bilag 4.

TABEL 15. Anbefalede realistisk konservative 1. nedbrydningsrater til brug i GrundRisk-modellen for den mættede zone. Kvalitetskategorier: (1) litteratursøgning på enkeltstoffer, (2) basissøgning på stofgrupper, (3) rater fra JAGG stofdatabasen, og (4) antaget på baggrund af lignende stoffer/forhold. De anbefalede rater er fastlagt på baggrund af de eksperimentelt estimerede 1. ordens nedbrydningsrater. De anbefalede rater er således baseret på et estimeret grundlag. Dette fremhæves her for at understrege, at de anbefalede værdier ikke er almen gyldige værdier, men kan bruges som et realistisk konservativt *udgangspunkt*.

Stof	Aerob		Anaerob		Kvalitets kategori(er)
	Nedbrydningsrate [d ⁻¹]	Antal rater	Nedbrydningsrate [d ⁻¹]	Antal rater	
2,3,6-TBA	0,01	1	0	1	3
2,4-D	0,02	1	0,002	2	1
2,4-dichlorphenol	0,02	3	-	0	1
2,6-DCPP	0,003	1	0,0003	1	4
2,6-dichlorphenol	0,02	1	0,001	1	1, 4
4-CPP	0,01	1	0,001	1	4
4-nitrophenol	0,09	3	0,1	1	1
Aldicarb	0,001	1	0,006	1	3
Amitrol	0,008	1	0,001	1	3
AMPA	0,003	1	0,003	1	4
Atrazin	0,0004	8	0	1	1
Atrazin, deethyl	0,005	1	0	1	3
Atrazin, desisopropyl	0,005	1	0	1	3
Atrazin, hydroxy	0,0007	1	0	1	4
BAM	0	1	0	1	1
Bentazon	0	1	0	1	1
Bromophenoxim	0,7	1	0,001	1	3
Bromoxynil	0,05	1	0,001	1	3
Captan	6	1	0,0003	1	1, 4

Stof	Aerob		Anaerob		Kvalitets kategori(er)
	Nedbrydningsrate [d ⁻¹]	Antal rater	Nedbrydningsrate [d ⁻¹]	Antal rater	
Carbofuran	0,07	1	-	0	1
Chloridazon	0,01	1	0	1	1, 4
Chlormequat-chlorid	0,01	1	0,001	1	3
Clopyralid	0,005	1	0,0002	1	3
Cyanazin	0,004	1	0,001	1	3
Dalapon	0,003	1	0,0002	1	3
Dicamba	0,02	1	0,001	1	3
Deltamethrin	0,01	1	-	0	1
Diazinon	0,07	1	-	0	1
Dichlobenil	0	1	0,0007	1	1
Dichlofluanid	0,1	1	-	0	1
Dichlorprop	0,02	3	0,0005	2	1
Difenzoquat-methyl sulfat	0,0007	1	0	1	3
Didealkyl-hydroxy-atrazin	0,0007	1	0	1	4
Dimethoat	-	0	0,001	1	4
Dinoseb	0,007	1	0,007	1	4
Diuron	0,1	1	0	1	1, 4
DNOC	0,007	1	0,006	1	3
Ethofumesat	0,006	1	0,0002	1	3
Ethylentiurea	0,03	1	0,02	1	1
Fenpropimorph	0,02	1	0,0002	1	3
Fluazifop-butyl	0,3	1	0,001	1	3
Fenarimol	0	1	-	0	1
Glyphosat	0,005	2	0,03	2	1
Hexazinon	0,004	2	0,0003	1	1, 4
Iprodion	0,02	1	-	0	1
Isoproturon	0	1	0	1	1
Lenacil	0,008	1	0	1	1, 4
Linuron	0,02	1	0,03	1	1
Malathion	0,2	1	0,3	1	1
Maleinhydrazid	0,01	1	0,001	1	3
MCPA	0,07	1	0	1	1
Mechlorprop MCPP	0,0003	7	0	1	1
Metamitron	0,02	1	0,001	1	1, 4
Methabenzthiazuron	0,002	1	0	1	3
Methomyl	0,2	1	-	0	1
Metribuzin	0,01	2	0,004	1	1
Mevinphos	0,03	1	-	0	1
Oxamyl	1	1	0,1	1	1, 4
Oxydemeton-methyl	0,2	1	-	0	1
Parathion	0,003	1	0,001	1	1, 4

Stof	Aerob		Anaerob		Kvalitets kategori(er)
	Nedbrydningsrate [d ⁻¹]	Antal rater	Nedbrydningsrate [d ⁻¹]	Antal rater	
Pendimethalin	0,03	2	0,0003	1	1, 4
Phenmedipham	3	1	0,001	1	3
Pirimicarb	0,03	1	0,001	1	1, 4
Prochloraz	0,003	1	0,0003	1	4
Prometryn	0,02	1	0	1	1, 4
Propachlor	0,008	1	-	0	1
Propiconazol	0,001	1	0	1	3
Propyzamid	0,007	1	-	0	1
Quintozen	0	1	0	1	3
Simazin	0,002	1	0,0003	1	1, 4
Simasin, hydroxy	0,0007	1	0	1	4
Terbutylazin	0,002	1	0,0003	1	1, 4
Terbutylazin, hydroxy	0,0007	1	0	1	3
Thiabendazol	0,2	1	-	0	1
Thiram	0,2	1	0,001	1	3
Triadimenol	0,01	1	0	1	3
Trichloreddikesyre	0,09	1	0,001	1	3
Tridemorph	0,02	1	0,001	1	3
Trifluralin	0	1	0	1	3
PCE	-	0	0,0007	10	1
TCE	-	0	0,0006	13	1
cis-DCE	0,3	3	0,0007	7	1
trans-DCE	0,4	3	0,002	1	1
1,1-DCE	0,4	3	0,03	1	1
VC	0,0003	2	0,0007	7	1
1,1,1-TCA*	0,0005	2	0,004	2	1
1,1-DCA	-	0	0,1	2	1
1,2-DCA	0,002	1	0,0007	1	3
Tetrachlormethan	-	0	0,1	4	1
Trichlormethan (chloroform)	-	0	0,03	1	1
Dichlormethan	-	0	0,006	1	1
Benzen	0,007	3	0,004	9	1
Toluen	0,1	2	0,004	15	1
Ethylbenzen	0,0008	2	0,004	12	1
m-Xylen	0,008	3	0,003	9	1
o-Xylen	0,04	2	0,003	8	1
p-Xylen	0,01	1	0,003	9	1
Naphthalen	0,003	3	0,0004	3	1
1,2,3-Trimethylbenzen	1	1	-	0	3
1,2,4-Trimethylbenzen	1	1	0,0005	1	3
1,3,5-trimethylbenzen	1	1	0,004	1	3
Styren	0,005	1	-	0	3

Stof	Aerob		Anaerob		Kvalitets kategori(er)
	Nedbrydningsrate [d ⁻¹]	Antal rater	Nedbrydningsrate [d ⁻¹]	Antal rater	
1-propanol	0,4	1	0,06	1	3
2-butoxy ethanol	0,1	1	-	0	3
2-ethyl-1-hexanol	0,04	1	-	0	3
2-propanol	0,07	1	0,04	1	3
Ethanol	0,2	1	0,1	1	3
Diethanolamin	0,01	1	-	0	3
Triethanolamin	0,1	1	-	0	3
Butylacetat	0,04	1	-	0	3
1,2-Dibromethan	0,002	1	0,04	1	3
Acetone	0,09	1	0,04	1	3
Methylisobutylketon	0,06	1	0,02	1	3
MTBE	0,001	2	0,001	2	1
Dodecan	0,01	1	-	0	3
Hexadecan	0,009	1	-	0	3
n-Butan	0,0001	1	-	0	3
n-Heptan	0,03	1	-	0	3
n-Hexan	0,08	1	-	0	3
n-Oktan	0,04	1	-	0	3
n-Pentan	0,2	1	-	0	3
Pentadecan	0,01	1	-	0	3
Propan	0,03	1	-	0	3
Tetradecan	0,01	1	-	0	3
4-Methylanilin	0,2	1	-	0	3
4-Methylquinolin	-	0	0,08	1	3
Acririn	-	0	0,1	1	3
Dibenzofuran	0,02	1	-	0	3
Dibenzothiophen	0,06	1	-	0	3
Quinolin	0,2	1	0,2	1	3
1-Hexen	0,009	1	-	0	3
C ₆ -C ₁₅ kulbrinter	0,03	-	0,0008	-	**
Cyanid, syreflygtige	0,06	1	-	0	3
1-Methylnaphthalen	0,02	1	-	0	3
2-Methylnaphthalen	0,04	1	-	0	3
Acenaphthen	0,02	1	-	0	3
Anthracen	0,03	1	-	0	3
Benzo(a)anthracen	0,002	1	-	0	3
Benzo(a)pyren	0,06	1	-	0	3
Benzo(g,h,i)perylene	0,1	1	-	0	3
Benzo(k)fluoranthren	0,03	1	-	0	3
Biphenyl	0,03	1	-	0	3
Chrysen	0,06	1	-	0	3
Diben- zo(a,h)anthracen	0,01	1	-	0	3
Fluoranthren	0,002	2	0,002	2	2
Fluoren	0,05	1	-	0	3

Stof	Aerob		Anaerob		Kvalitets kategori(er)
	Nedbrydningsrate [d ⁻¹]	Antal rater	Nedbrydningsrate [d ⁻¹]	Antal rater	
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,05	1	-	0	3
Pyren	0,02	1	-	0	3
Phenol	0,2	3	0,03	2	2
2-Nitrophenol	0,01	1	0,2	1	3
4-Nitrophenol	-	0	0,1	1	3
2-Methylphenol (o-Cresol)	0,2	3	0,03	2	2
2,4-Dimethylphenol (2,4-Xylenol)	-	0	0,01	1	3
2,5-Dimethylphenol (2,5-Xylenol)	0,01	2	0,0004	2	2
2,6-Dimethylphenol (2,6-Xylenol)	0,0003	2	-	0	2
3,4-Dimethylphenol (3,4-Xylenol)	0,002	2	0,001	2	2
3,5-Dimethylphenol (3,5-Xylenol)	0,004	2	0,003	2	2
4-Methylphenol (p-Cresol)	0,7	2	0,05	1	2
2-Chlorphenol	0	1	0,04	1	3
2,4,5-Trichlorphenol	0,03	1	0,005	1	3
2,4,6-Trichlorphenol	0,1	1	-	0	3
Pentachlorphenol	0,2	1	0,04	1	3
Butyl benzyl phthalat (BBP)	0,3	1	0	1	3
Di-butyl phthalat (DBP)	0,3	1	0,007	1	3
Diethyl phthalat (DEP)	0,2	1	0,02	1	3
Di-ethylhexyl phthalat (DEHP)	0,2	1	0,001	1	3
Dimethyl phthalate (DMP)	0,05	1	0,02	1	3

* For abiotisk nedbrydning af 1,1,1-TCA anbefales en rate på 0,001 d⁻¹.

** Bestemt ud fra et gennemsnit af minimumsværdier for BTEXN nedbrydningsrater.

TABEL16. Anbefalede 1. ordens nedbrydningsrater til brug i GrundRisk-modellen for den aerobe umættede zone. Det anbefales for pesticider at anvende aerobe rater for den mættede zone, hvis der ønskes at regne på nedbrydning i den umættede zone.

Stof	Nedbrydningsrate [d ⁻¹]	Antal rater	Kvalitetskategori
Benzen	2	3	2
Toluen	0,03	5	2
Ethylbenzen	1	2	2
Xylen	0,02	2	4
Naphthalen	0,3	2	2
C ₆ -C ₁₅ kulbrinter	0,1	2	2

5. Referencer

Andersen, L. og Oberender, A. (2007). Opgradering af JAGG – Revision af fugacitetsberegninger, håndtering af fri fase og blandingsforureninger. Miljøstyrelsen. [Upubliceret].

Andersen, L., Broholm K. og Grøn, C. (2008). Sammensætning af olie og benzin - Kemiske profiler til brug for risikovurdering. Miljøprojekt nr. 1220, 2008.

Bay, H., Christensen, P. M., Dali, J., Fog, C., Kildeby, M. R., Mortensen, A. P., Persson, B., Rügge, K., Terkelsen, M., Falkenberg, J. A., Spliid, N. H. og Jensen, A. R. (2007). Pesticidtruslen mod grundvanden fra pesticidpunktkilder på oplandsskala. Miljøprojekt nr. 1152, 2007.

Bradley, P. M. og Chapelle, F. H. (2010). Kapitel 3: Biodegradation of chlorinated ethenes, i Stroo, H. F. og Ward, C. H. - *In situ remediation of chlorinated solvent plumes*. Springer Science + Business Media.

Cappelletti, M., Frascari, D., Zannoni, D. og Fedi, S. (2012). Microbial degradation of chloroform. *Applied Microbial Biotechnology* 96, 1395-1409.

Chambon, J. C., Bjerg, P. L., Scheutz, C., Bælum, J., Jakobsen, R. og Binning, P. J. (2013). Review of reactive kinetic models describing reductive dechlorination of chlorinated ethenes in soil and groundwater. *Biotechnology and Bioengineering* 110, 1-23.

Christensen, A. G., Binning, P. J., Trolborg, M., Kjeldsen, P. og Broholm, M. (2016). JAGG 2 - Vertikal transport ned til førstkomende betydende magasin. Miljøprojekt nr. 1828, 2016.

Eurofins (2017a). Regioner: Oversigt over varenummer/analysepakker og emballage til vandprøver. https://d1j3zdokt13jd.cloudfront.net/european-east/media/1229897/emballageoversigt-vandproever_r7_091017.pdf, besøgt d. 10 november 2017.

Eurofins (2017b). Regioner: Oversigt over varenummer/analysepakker og emballage til jordprøver. https://d1j3zdokt13jd.cloudfront.net/european-east/media/809279/emballage_og_varenummer_oversigt_-_jordpr_ver.pdf, besøgt d. 10 november 2017.

GEUS (2015). Grundvand – Status og udvikling. 1989-2014. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland. Energi-, forsynings og Klimaministeriet. 2. december 2015.

Højvang Miljølaboratorium (2017). Personlig kommunikation med Paw Nielsen, Højvang Miljølaboratorium. Henrik Jannerup 06-06-2017.

Jannerup, H. (2017). GrundRisk – Big data udtræk af analyser fra PC-Jupiter. Email fra Henrik Jannerup, 23. Maj 2017.

Kjeldsen, P. og Christensen, T. H. (1996). Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand: Bind 1. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen nr. 20, 1996.

Kjærgaard, M., Ringsted, J. P., Albrechtsen, H. J. og Bjerg, P. L. (1998). Naturlig nedbrydning af miljø-fremmede stoffer i jord og grundvand. Teknologiuudviklingsprojekt for Miljøstyrelsen.

Larsen, P., Loll, P., Larsen, C., Grøn, M., Nielsen, J. B., Heron, L., Moes, K. og Christensen, A. G. (2009). Erfaringsopsamling på udbredelsen af forureningsfaner i grundvand på villatank-sager. Miljøprojekt nr. 1309, 2009.

Locatelli, L., Rosenberg, L., Bjerg, P. L. og Binning, P. J. (2017). GrundRisk – Coupling of vertical and horizontal transport models. Miljøprojekt nr. 1915, 2017.

McKnight, U. S., Rasmussen, J. J., Kronvang, B., Binning, P. J. og Bjerg, P. L. (2015). Sources, occurrence and predicted aquatic impact of legacy and contemporary pesticides in streams. *Environmental Pollution* 200, 64-76.

Miljøstyrelsen (1998). Oprydning på forurenede lokaliteter – Hovedbind og Appendikser. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 6 og 7, 1998.

Miljøstyrelsen (2015). Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord og kvalitetskriterier for drikkevand. <http://mst.dk/media/90004/kvalitetskriterier-jord-og-drikkevand-juni-2015.pdf>, besøgt d. 10 november 2017.

Muchitsch, N., Christensen, A. G., Loll, P. og Kristensen, A. H. (2012). Litteraturgennemgang af strategier til dokumentation af nedbrydning af oliestoffer i den umættede zone. Miljøprojekt nr. 1413, 2012.

Rosenberg, L., Søndergaard, G. L., Binning, P. J., Aabling, J. og Bjerg, P. L. (2016). GrundRisk – Beregningsmodel til risikovurdering af grundvandstruende forureninger. Miljøprojekt nr. 1865, 2016.

Rügge, K., Tsitonaki, K., og Tuxen, N. (2011). Pesticider i grundvand, litteraturstudium vedr. mulige afværgeteknikker. Miljøprojekt nr. 1387, 2011.

Schmidt, T. C., Schirmer, M., Weiß, H. og Haderlein, S. B. (2004). Microbial degradation of methyl tert-butyl ether and tert-butyl alcohol in the subsurface. *Journal of Contaminant Hydrology* 70, 173-203.

Scheutz, C., Durant, N. D., Hansen, M. H. og Bjerg, P. L. (2011). Natural and enhanced anaerobic degradation of 1,1,1-trichloroethane and its degradation products in the subsurface – A critical review. *Water Research* 45, 2701-2723.

Søndergaard, G. L., Rosenberg, L., Locatelli, L., Binning, P. J., Bjerg, P. L. og Aabling, J. (2018). GrundRisk - Screeningsværktøj til grundvandstruende forureninger. Miljøprojekt nr. XX, 2018.

Tsitonaki, K., Clausen, L., Jakobsen, R. og Albers, C. (2017). Udviklingsprojekt om dokumentationsmetoder til nedbrydning af chlorerede opløsningsmidler. Region Hovedstaden.

Tuxen, N., Liphay, J. R. D., Albrechtsen, H.J., Aamand, J., og Bjerg, P. L. (2002). Effect of exposure history on microbial herbicide degradation in an aerobic aquifer affected by a point source. *Environmental Science and Technology*, 36 (10), 2205-2212.

Tuxen, N., Roost, S., Kofoed, J. L. L., Aisopou, A., Binning, P. J., Chambon, J., Bjerg, P. L., Thorling, L., Brusch, W. og Esbesen, K. (2013). Skelnen mellem pesticidkilder. Miljøprojekt nr. 1502, 2013.

VMR (Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer). Pesticiddatabasen. Link: <http://miljoeogressourcer.dk/pesticiddata/pesticiddatabase.php>, besøgt d. 2 februar 2018.

VMR (2016). Miljø og Ressourcer 4, udgives af Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer.

5.1 Referencer til nedbrydningsrater

Albrechtsen, H.J., Mills, M. S., Aamand, J. og Bjerg, P. (2001). Degradation of herbicides in shallow Danish aquifers: an integrated laboratory and field study. *Pest Management Science*, 57 (4), 341-350.

Aronson D. og Howard, P. H. (1997). Anaerobic biodegradation of organic chemicals in groundwater: a summary of field and laboratory studies. Environmental Science Center, Syracuse Research Corporation.

Blum, P., Hunkeler, D., Weede, M., Beyer, C., Grathwohl, P. og Morasch, B. (2009). Quantification of biodegradation for o-xylene and naphthalene using first order decay models, Michaelis-Menten kinetics and stable carbon isotopes. *Journal of Contaminant Hydrology* 105, 118–130.

Borden, R. C., Daniel, R. A., LeBrun IV, L. E. og Davis, C. W. (1997). Intrinsic biodegradation of MTBE and BTEX in a gasoline-contaminated aquifer. *Water Resources Research* 33, 1105-1115.

Borden, R. C., Hunt, M. J., Shafer, M. B. og Barlaz, M. A. (1997b). Anaerobic Biodegradation of BTEX in Aquifer Material. Environmental Research Brief, EPA/600/S-97-003.

Broholm, M. M. (2005). Fyns Amt, Ringe Tjære- og Asfaltfabrik: Litteraturstudie for tjærestoffer og vurdering af grundvandsrisiko fra Ringe Tjære- og Asfaltfabrik. Kgs. Lyngby: Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.

Broholm, M. M., Hunkeler, D., Abe, Y., Jeannotat, S., Aravena, R., Westergaard, C., Jacobsen, C. S. og Bjerg, P. L. (2009). Vurdering af naturlig nedbrydning af PCE i grundvandsmagasin ved isotopfraktionering. Miljøprojekt nr. 1262, 2009.

Buscheck, T. E., O'Reilly, K. T. og Nelson, S. N. (1993). Evaluation of intrinsic bioremediation at field sites. I: "Proceedings of the 1993 Petroleum hydrocarbon and organic chemicals in groundwater. Prevention, Detection and Restoration", 367-381. Water Well Journal Publishing Co, Dublin, OH.

Davis, J. W., Odom, J. M., Deweerdt, K. A., Stahl, D. A., Fishbain, S. S., West, R. J., Klecka, G. M. og DeCarolis, J. G. (2002). Natural attenuation of chlorinated solvents at Area 6, Dover Air Force Base: characterization of microbial community structure. *Journal of Contaminant Hydrology* 57, 41-59.

Davis, J.W. og Carpenter, L.C. (1990). Aerobic Biodegradation of Vinyl Chloride in Groundwater Samples. *Applied and Environmental Microbiology* 56, 3878-3880.

DeVaull, G. E., Ettinger, R. A., Salanitro J. P. og Gustafson, J. B. (1997). Benzene, Toluene, Ethylbenzene, and Xylenes [BTEX] Degradation in Vadose Zone Soils During Vapor Transport: First-Order Rate Constants. I: "Proceedings of the Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water -- Prevention, Detection, and Remediation Conference". (Ground Water Publishing Company, Westerville, Ohio).

Dupont, R.R., Gorder, K., Sorensen, D.L., Kembrowski, M.W. og Haas, P. (1997). Case Study: Eielson Air Force Base, Michigan. I: "Proceedings on the Symposium on Natural Attenuation of Chlorinated Organics in Ground Water", 106-111.

Ellis, D. E. (1997). Intrinsic Remediation in the Industrial Marketplace. I "Proceedings on the Symposium on Natural Attenuation of Chlorinated Organics in Ground Water", 129-132.

Ellis, D. E., Edward, J. L., Klecka, G. M., Pardieck, D. L., Salvo, J. J., Heitkamp, M. A., Gannon, D. J., Mikula, C. C., Vogel, C. M., Sayles, G. D., Kampbell, D. H., Wilson, J. T. og Maier, D. T. (1997). Remediation Technology Development Forum Intrinsic Remediation Project at Dover Air Force Base, Delaware. I "Proceedings on the Symposium on Natural Attenuation of Chlorinated Organics in Ground Water", 95-99.

Gafni, A., Rosenzweig, R., Gelman, F. og Ronen, Z. (2016). Anaerobic biodegradation of MTBE in a field site above the Israeli Coastal Aquifer: evidence from $\delta^{13}\text{C}$ compound-specific isotope analysis. *Chemical Technology and Biotechnology* 91, 1638-1645.

Hunkeler, D., Aravena, R. og Cox, E. (2002). Carbon isotopes as a tool to evaluate the origin and fate of vinyl chloride: laboratory experiments and modeling of isotope evolution. *Environmental Science and Technology* 36, 3378-3384.

Klecka, G. M., Gonsior, S. J. og Markham, D. A. (1990). Biological Transformations of 1,1,1-Trichloroethane in Subsurface Soils and Ground Water. *Environmental Toxicology and Chemistry* 9, 1437-1451.

Knudsen, S., Andersen, J. N. og Broholm, M. (2001). Naturlig nedbrydning af PAH'er i jord og grundvand. Miljøprojekt nr. 582, 2001.

MacIntyre, W. G., Boggs, M., Antworth, C. P., og Stauffer T. B. (1993). Degradation Kinetics of Aromatic Organic Solutes Introduced Into a Heterogeneous Aquifer. *Water Resources Research* 29, 4045-4051.

McMahon, P. B. og Chapelle, F. H. (1992). Atrazine mineralization potential of alluvial-aquifer sediments under aerobic conditions. *Environmental Science and Technology* 26, 1556-1559.

Nielsen, P. H., Bjerg, P. L., Nielsen, P., Smith, P. og Christensen, T. H. (1996). In situ and laboratory determined first-order degradation rate constants of specific organic compounds in an aerobic aquifer. *Environmental Science and Technology*, 30 (1), 31-37.

Park, K. S., Sims, R. C., Dupont, R., Doucette, W. J. og Matthews, J. E. (1990). Fate of PAH compounds in two soil types influence of volatilization abiotic loss and biological activity. *Environmental Toxicology and Chemistry* 9, 187-195.

Pavel, E. W., Lopez, A. R., Berry, D. F., Smith, E. P., Reneau, R. B. og Mostaghimi, S. (1999). Anaerobic degradation of dicamba and metribuzin in riparian wetland soils. *Water Research*, 33, 87-94.

Rifai, H. S., Borden, R. C., Wilson, J. T. og Ward, C. H. (1995). Intrinsic bioattenuation for subsurface restoration. I: Hinchey, R.E., Wilson, J.T., Downey, D.C., Intrinsic bioremediation. *Bioremediation* 3(1). Battelle Press. Columbus, Ohio. 1-30.

Roberts, P. V., Schreiner, J. og Hopkins, G. D. (1982). Field study of organic water quality changes during groundwater recharge in the Palo Alto Baylands. *Water Research* 16, 1025-1035.

Rügge, K., Bjerg, P. L., Pedersen, J. K., Mosbæk, H. og Christensen, T. H. (1999). An anaerobic field injection experiment in a landfill leachate plume, Grindsted, Denmark 1. Experimental setup, tracer movement, and fate of aromatic and chlorinated compounds. *Water Resources Research* 35, 1231-1246.

Scheutz, C., Durant, N. D., Hansen, M. H. og Bjerg, P. L. (2011). Natural and enhanced anaerobic degradation of 1,1,1-trichloroethane and its degradation products in the subsurface – A critical review. *Water Research* 45, 2701-2723.

Suarez, M. P. og Rifai, H. S. (1999). Biodegradation rates for fuel hydrocarbons and chlorinated solvents in groundwater. *Bioremediation Journal* 3, 337-362.

Thierrin, J., Davis, G. B., Barber, C., Patterson, B. M., Pribac, F., Power, T. R. og Lambert, M. (1993). Natural degradation rates of BTEX compounds and naphthalene in a sulphate reducing groundwater environment. *Hydrological Sciences Journal* 38, 309-322.

Tuxen, N., Lipthay, J. R. D., Albrechtsen, HJ., Aamand, J., og Bjerg, P. L. (2002). Effect of exposure history on microbial herbicide degradation in an aerobic aquifer affected by a point source. *Environmental Science and Technology* 36, 2205-2212.

Weaver, J. W., Wilson, J. T. og Kampbell, D. H. (1997). Extraction of Degradation Rate Constants From the St. Joseph, Michigan, Trichloroethene Site. I "Proceedings on the Symposium on Natural Attenuation of Chlorinated Organics in Ground Water", 71-75.

Wiedemeier, T. H., Swanson, M. A., Wilson, J. T., Kampbell, D. H., Miller, R. N. og Hansen, J. E. (1996). Approximation of biodegradation rate constants for monoaromatic hydrocarbons (BTEX) in ground water. *Groundwater Monitoring and Remediation* 16, 186-194.

Wing, M. R. (1997). Apparent first-order kinetics in the transformation of 1,1,1-trichloroethane in groundwater following a transient release. *Chemosphere* 34, 771-781.

Bilag 1. Nedbrydningsrater fra JAGG

TABEL 17. Udtræk af 1. ordens nedbrydningsrater fra JAGG stofdatabasen, de oprindelige gruppebetegnelser er overført direkte.

Stofnavn	Gruppe	Aerob [dag ⁻¹]	Anaerob [dag ⁻¹]
1-Propanol	Additiver: Alkoholer	0,4	0,06
2-Butoxy ethanol	Additiver: Alkoholer	0,1	0
2-Ethyl-1-hexanol	Additiver: Alkoholer	0,04	0
2-Propanol	Additiver: Alkoholer	0,07	0,04
Ethanol	Additiver: Alkoholer	0,2	0,1
Diethanolamin	Additiver: Aminer	0,01	0
Triethanolamin	Additiver: Aminer	0,12	0
2-Ethylhexyl nitrat	Additiver: Andet	0	0
Butylacetat	Additiver: Estere	0,04	0
1,2-Dibromethan	Additiver: Halogenerede alifater	0,002	0,04
Acetone	Additiver: Keton	0,09	0,04
Methylisobutylketon	Additiver: Keton	0,06	0,02
Diethylether	Additiver: Ætere	0	0
MTBE	Additiver: Ætere	0	0
Decan	Aliphatiske kulbr: Alkaner	0	0
Dodecan	Aliphatiske kulbr: Alkaner	0,01	0
Eicosan	Aliphatiske kulbr: Alkaner	0	0
Ethan	Aliphatiske kulbr: Alkaner	0	0
Hexacosan	Aliphatiske kulbr: Alkaner	0	0
Hexadecan	Aliphatiske kulbr: Alkaner	0,009	0
Methan	Aliphatiske kulbr: Alkaner	0	0
n-Butan	Aliphatiske kulbr: Alkaner	0,0001	0
n-Heptan	Aliphatiske kulbr: Alkaner	0,03	0
n-Hexan	Aliphatiske kulbr: Alkaner	0,08	0
n-Oktan	Aliphatiske kulbr: Alkaner	0,04	0
n-Pentan	Aliphatiske kulbr: Alkaner	0,15	0
Octadecan	Aliphatiske kulbr: Alkaner	0	0
Pentacosan	Aliphatiske kulbr: Alkaner	0	0
Pentadecan	Aliphatiske kulbr: Alkaner	0,01	0
Pentatriacontan	Aliphatiske kulbr: Alkaner	0	0
Propan	Aliphatiske kulbr: Alkaner	0,03	0
Tetradecan	Aliphatiske kulbr: Alkaner	0,01	0
2-Methylhexan	Aliphatiske kulbr: Iso-alkaner	0	0
Cycloheptan	Aliphatiske kulbr: Naphthener	0	0
Cyclohexan	Aliphatiske kulbr: Naphthener	0	0
Cyclooktan	Aliphatiske kulbr: Naphthener	0	0

Stofnavn	Gruppe	Aerob [dag ⁻¹]	Anaerob [dag ⁻¹]
Cyclopentan	Aliphatiske kulbr: Naphthener	0	0
4-Methylanilin	Aliphatiske kulbr: NSO-forbindelser	0,2	0
4-Methylquinolin	Aliphatiske kulbr: NSO-forbindelser	0	0,08
Acridin	Aliphatiske kulbr: NSO-forbindelser	0	0,1
Anilin	Aliphatiske kulbr: NSO-forbindelser	0	0
Benzo(b)thiophen	Aliphatiske kulbr: NSO-forbindelser	0	0
Carbazol	Aliphatiske kulbr: NSO-forbindelser	0	0
Dibenzofuran	Aliphatiske kulbr: NSO-forbindelser	0,018	0
Dibenzothiophen	Aliphatiske kulbr: NSO-forbindelser	0,06	0
Dimethyldisulfid	Aliphatiske kulbr: NSO-forbindelser	0	0
Quinolin	Aliphatiske kulbr: NSO-forbindelser	0,18	0,2
Thiophen	Aliphatiske kulbr: NSO-forbindelser	0	0
1-Hexen	Aliphatiske kulbr: Olefiner	0,009	0
1-Okten	Aliphatiske kulbr: Olefiner	0	0
Cyanid, total	Cyanider	0	0
Cyanider, syreflygtige	Cyanider	0,06	0
1,1,1-Trichlorethan	Klorerede alifater	0,005	0,0005
1,1,-Dichlorethan	Klorerede alifater	0	0
1,1-Dichlorethylen	Klorerede alifater	0	0
1,2-Dichlorethan	Klorerede alifater	0,002	0,0007
Chlorethan	Klorerede alifater	0	0
Chlormethan	Klorerede alifater	0	0
cis-1,2-Dichlorethylen	Klorerede alifater	0	0,0001
Dichlormethan	Klorerede alifater	0	0,0001
Tetrachlorethylen	Klorerede alifater	0	0,0005
Tetrachlormethan	Klorerede alifater	0	0
trans-1,2-Dichlorethylen	Klorerede alifater	0	0
Trichlorethylen	Klorerede alifater	0	0,0001
Trichlormethan (Chloroform)	Klorerede alifater	0	0,006
Vinylchlorid	Klorerede alifater	0,01	0,0004
1,2,3-Trimethylbenzen	Monoaromat. Kulbr.	1	0
1,2,4-Trimethylbenzen	Monoaromat. Kulbr.	1,15	0,0005
1,3,5-Trimethylbenzen	Monoaromat. Kulbr.	1,1	0,004
1-Ethyl-2-methylbenzen	Monoaromat. Kulbr.	0	0
1-Ethyl-4-methylbenzen	Monoaromat. Kulbr.	0	0
Benzen	Monoaromat. Kulbr.	0,01	0,001
Ethylbenzen	Monoaromat. Kulbr.	0,01	0,002
m-Xylen	Monoaromat. Kulbr.	0,001	0,0004
o-Xylen	Monoaromat. Kulbr.	0,02	0,000001

Stofnavn	Gruppe	Aerob [dag ⁻¹]	Anaerob [dag ⁻¹]
p-Xylen	Monoaromat. Kulbr.	0,001	0,002
Styren	Monoaromat. Kulbr.	0,005	0
Toluen	Monoaromat. Kulbr.	0,02	0,01
1-Methylnaphthalen	PAH	0,02	0
2-Methylnaphthalen	PAH	0,04	0
Acenaphthen	PAH	0,02	0
Acenaphthylen	PAH	0	0
Anthracen	PAH	0,03	0
Benzo(a)anthracen	PAH	0,002	0
Benzo(a)pyren	PAH	0,06	0
Benzo(e)pyren	PAH	0	0
Benzo(g,h,i)perylene	PAH	0,1	0
Benzo(k)fluoranthren	PAH	0,03	0
Biphenyl	PAH	0,03	0
Chrysen	PAH	0,06	0
Coronen	PAH	0	0
Dibenzo(a,h)anthracen	PAH	0,01	0
Fluoranthren	PAH	0,05	0
Fluoren	PAH	0,05	0
Indeno(1,2,3-cd)pyren	PAH	0,05	0
Naphthalen	PAH	0,7	0
Phenanthren	PAH	0	0
Pyren	PAH	0,02	0
2,3,6-TBA	Pesticider	0,014	0,00007
2,4,5-T	Pesticider	0	0
2,4-D	Pesticider	0,046	0,0007
2,6-DCPP	Pesticider	0,003	0,0002
4-Nitrophenol	Pesticider	0,900	0,1
Aldicarb	Pesticider	0,001	0,006
Alfa-Endosulfan	Pesticider	0	0
Amitrol	Pesticider	0,008	0,001
AMPA	Pesticider	0,003	0,002
Atrazin	Pesticider	0,005	0,00006
Atrazin, deethyl	Pesticider	0,005	0,00006
Atrazin, desisopropyl	Pesticider	0,005	0,00006
Atrazin, hydroxy	Pesticider	0,005	0,00006
BAM	Pesticider	0,00007	0,00006
Bentazon	Pesticider	0,0040	0,00006
beta-Endosulfan	Pesticider	0	0
Bromophenoxim	Pesticider	0,7000	0,001
Bromoxynil	Pesticider	0,0500	0,001
Captan	Pesticider	5,7000	0,0002
Chlordan	Pesticider	0	0
Chloridazon	Pesticider	0,0120	0,00006
Chlormequat-chlorid	Pesticider	0,0130	0,001

Stofnavn	Gruppe	Aerob [dag ⁻¹]	Anaerob [dag ⁻¹]
Chlorpyrifos	Pesticider	0	0
Clopyralid	Pesticider	0,0047	0,0002
Cyanazin	Pesticider	0,0035	0,001
Dalapon	Pesticider	0,0028	0,0002
DDT	Pesticider	0	0
Dicamba	Pesticider	0,0210	0,001
Dichlobenil	Pesticider	0,0460	0,0006
Dichlorprop	Pesticider	0,0170	0,0005
Dieldrin	Pesticider	0	0
Difenzoquat-methyl sulfat	Pesticider	0,0007	0,00006
Dimethoat	Pesticider	0,0120	0,001
Dinoseb	Pesticider	0,0060	0,006
Diuron	Pesticider	0,1060	0,00006
DNOC	Pesticider	0,0069	0,006
Endosulfan-sulfat	Pesticider	0	0
Endrin	Pesticider	0	0
Ethofumesat	Pesticider	0,0055	0,0002
Ethylenthurea	Pesticider	0,0300	0,01
Fenpropimorph	Pesticider	0,0190	0,0002
Fluazifop-butyl	Pesticider	0,2700	0,001
Glyphosat	Pesticider	0,0140	0,03
Heptachlor	Pesticider	0	0
Hexazinon	Pesticider	0,0050	0,0002
Isoproturon	Pesticider	0,0004	0,00006
Lenacil	Pesticider	0,0070	0,00006
Linuron	Pesticider	0,0230	0,0002
Malathion	Pesticider	0,3800	0,2
Maleinhydrazid	Pesticider	0,0120	0,001
MCPA	Pesticider	0,0690	0,00006
Mechlorprop-MCPP	Pesticider	0,0340	0,00006
Metamitron	Pesticider	0,0230	0,001
Methabenzthiazuron	Pesticider	0,0019	0,00006
Metribuzin	Pesticider	0,0160	0,001
Mevinphos	Pesticider	0	0
p,p'-DDD	Pesticider	0	0
p,p'-DDE	Pesticider	0	0
Parathion	Pesticider	0,0027	0,001
Pendimethalin	Pesticider	0,0430	0,0002
Phenmedipham	Pesticider	3,4600	0,001
Pirimicarb	Pesticider	0,0270	0,001
Prochloraz	Pesticider	0,0028	0,0002
Propiconazol	Pesticider	0,0011	0,00006
Quintozen	Pesticider	0,00007	0,00006
Silfotep	Pesticider	0	0
Simazin	Pesticider	0,0022	0,0002

Stofnavn	Gruppe	Aerob [dag ⁻¹]	Anaerob [dag ⁻¹]
Simazin, hydroxy	Pesticider	0,0007	0,00006
Terbuthylazin	Pesticider	0,0019	0,0002
Terbuthylazin, hydroxy	Pesticider	0,0007	0,00006
Thiram	Pesticider	0,1980	0,001
Triadimenol	Pesticider	0,0131	0,00006
Trichloreddikesyre	Pesticider	0,0924	0,001
Tridemorph	Pesticider	0,0217	0,001
Trifluralin	Pesticider	0,00007	0,00006
2,4,5-Trichlorphenol	Phenoler	0,03	0,005
2,4,6-Trichlorphenol	Phenoler	0,11	0
2,4-Dichlorphenol	Phenoler	0,000004	0
2,4-Dimethylphenol	Phenoler	0	0,012
2-Chlorphenol	Phenoler	0,000007	0,035
2-Nitrophenol	Phenoler	0,01	0,23
4-Nitrophenol	Phenoler	0	0,1
o-Cresol	Phenoler	0,002	0,09
p-Cresol	Phenoler	0,002	0,037
Pentachlorphenol	Phenoler	0,2	0,04
Phenol	Phenoler	0,07	0,001
Butyl benzyl phthalat (BBP)	Phthalater	0,3	0,00003
Di-butyl phthalat (DBP)	Phthalater	0,3	0,007
Diethyl phthalate (DEP)	Phthalater	0,23	0,02
Di-ethylhexyl phthalat (DEHP)	Phthalater	0,2	0,001
Dimethyl phthalate (DMP)	Phthalater	0,05	0,02

Bilag 2. Specifikke søgningsstrategier

Dette bilag beskriver hvilke typer søgeord, der er anvendt i litteratursøgningen for stofferne af høj prioritet. Den overordnede søgestrategi er beskrevet i afsnit 2.3. Søgningen er udført på engelsk.

Pesticider: for hvert enkelt af de udvalgte pesticider blev der søgt på (biodegradation AND *pesticide name*). I nogle tilfælde var det nødvendigt at begrænse søgningen yderligere, og søgeordene 'field', 'in situ' og 'groundwater' blev inkluderet.

Chlorede alifater: der blev indledningsvis søgt efter en kombination af stofgruppen og generelle søgeord ('biodegradation rates', 'chlorinated ethenes', 'half-life', 'biodegradation quantification', 'groundwater', 'chlorinated ethanes', 'natural'), der blev ligeledes efterfølgende søgt efter de chlorerede alifater enkeltvis. Hvis enkeltstofferne har en udbredt anvendt betegnelse ud over dens kemiske navn, blev der også søgt på denne (fx trichlorethylene og TCE).

BTEXN: der blev søgt bredt på BTEX som gruppe og på stofferne enkeltvis. Følgende søgeord blev brugt i kombination med stofnavnene: 'biodegradation', 'in situ', 'rate', 'groundwater', 'aerobe' og 'anaerobe'.

Kulbrinter: der blev for kulbrinterne søgt bredt på fraktionerne af kulbrinterne og på olieprodukterne med søgeord som "biodegradation", "bulk rate", "hydrocarbons", "fractions" og "diesel".

MTBE: søgningen for MTBE og dets nedbrydningsprodukter blev afgrænset med følgende søgeord: "biodegradation", "MTBE", "methyl tert-butyl ether", "TBA", "tertiary-butyl alcohol", "TBF", "tert-butyl formate", "field", "in situ", "groundwater", "rate" og "natural".

Bilag 3. Intervaller for opdaterede 1. ordens nedbrydningsrater

TABEL 18. Minimum-, middel- og maksimumværdier for 1. ordens nedbrydningsrater for naturlig nedbrydning af forureningsstoffer i grundvandsmagasiner. Anbefalede nedbrydningsrater for enkeltstofferne kan findes i TABEL 15 og TABEL 16. Når der kun er opgivet en middelværdi, indikerer det, at der kun er fundet én rate for det givne stof under de givne redoxforhold. Kvalitetskategorier: (1) litteratursøgning på enkeltstoffer, (2) basissøgning på stofgrupper, (3) rater fra JAGG stofdatabasen, og (4) antaget på baggrund af lignende stoffer/forhold. Ved stoffer fra JAGG databasen, hvor der er angivet 0 som rate, er det antaget, at det i alle tilfælde betyder, at der ikke har været rater tilgængelige, og de er sat til "-" i denne liste, således at 0 altid betyder, at ingen nedbrydning har været observeret eksperimentelt.

Stof	Stofgruppe	Aerob Nedbrydningsrate [d^{-1}]			Anaerob Nedbrydningsrate [d^{-1}]			Kvalitetskategori
		Min	Middel	Max	Min	Middel	Max	
2,3,6-TBA	Pesticid	-	0,014	-	-	0,00007	-	3
2,4,5-T	Pesticid	-	-	-	-	-	-	3
2,4-D	Pesticid	-	0,024	-	0,0021	0,0096	0,017	1
2,4-Dichlorphenol	Pesticid	0,02	0,06	0,1	-	-	-	1
2,6-DCPP	Pesticid	-	0,003	-	-	0,0003	-	4
2,6-Dichlorphenol	Pesticid	-	0,017	-	-	0,001	-	1,4
4-CPP	Pesticid	-	0,01	-	-	0,001	-	4
4-Nitrophenol	Pesticid	0,09	0,25	0,4	-	0,10	-	1
Aldicarb	Pesticid	-	0,001	-	-	0,006	-	3
alfa-Endosulfan	Pesticid	-	-	-	-	-	-	3
Amitrol	Pesticid	-	0,008	-	-	0,001	-	3
AMPA	Pesticid	-	0,003	-	-	0,003	-	4
Atrazin	Pesticid	0,00005	0,0038	0,02	-	0	-	1
Atrazin, deethyl	Pesticid	-	0,005	-	-	0,00006	-	3
Atrazin, desisopropyl	Pesticid	-	0,005	-	-	0,00006	-	3
Atrazin, hydroxy	Pesticid	-	0,0007	-	-	0,00007	-	4
BAM	Pesticid	-	0	-	-	0	-	1
Bentazon	Pesticid	-	0	-	-	0	-	1
beta-Endosulfan	Pesticid	-	-	-	-	-	-	3
Bromophenoxim	Pesticid	-	0,7	-	-	0,001	-	3
Bromoxynil	Pesticid	-	0,05	-	-	0,001	-	3

Stof	Stofgruppe	Aerob			Anaerob			Kvalitetskate- gori
		Nedbrydningsrate [d ⁻¹]			Nedbrydningsrate [d ⁻¹]			
		Min	Middel	Max	Min	Middel	Max	
Captan	Pesticid	-	5,8	-	-	0,0003	-	1,4
Chlordan	Pesticid	-	-	-	-	-	-	3
Carbofuran	Pesticid	-	0,071	-	-	-	-	1
Chloridazon	Pesticid	-	0,012	-	-	0,0000 7	-	1,4
Chlormequat- chlorid	Pesticid	-	0,013	-	-	0,001	-	3
Chlorpyrifos	Pesticid	-	-	-	-	-	-	3
Clopyralid	Pesticid	-	0,0047	-	-	0,0002	-	3
Cyanazin	Pesticid	-	0,0035	-	-	0,001	-	3
Dalapon	Pesticid	-	0,0028	-	-	0,0002	-	3
DDT	Pesticid	-	-	-	-	-	-	3
Dicamba	Pesticid	-	0,021	-	-	0,001	-	3
Deltamethrin	Pesticid	-	0,011	-	-	-	-	1
Diazinon	Pesticid	-	0,067	-	-	-	-	1
Dichlobenil	Pesticid	-	0	-	-	0,0006 8	-	1
Dichlofluamid	Pesticid	-	0,099	-	-	-	-	1
Dichlorprop	Pesticid	0,017	0,04	0,058	0,000 54	0,002	0,003 5	1
Dieldrin	Pesticid	-	-	-	-	-	-	3
Difenzoquat- methyl sulfat	Pesticid	-	0,0007	-	-	0,0000 7	-	3
Didealkyl-hydroxy- atrazin	Pesticid	-	0,0007	-	-	0,0000 7	-	4
Dimethoat	Pesticid	-	-	-	-	0,001	-	4
Dinoseb	Pesticid	-	0,007	-	-	0,007	-	4
Diuron	Pesticid	-	0,11	-	-	0,0000 7	-	1,4
DNOC	Pesticid	-	0,0069	-	-	0,006	-	3
Endosulfan-sulfat	Pesticid	-	-	-	-	-	-	3
Endrin	Pesticid	-	-	-	-	-	-	3
Ethofumesat	Pesticid	-	0,0055	-	-	0,0002	-	3
Ethylentiurea	Pesticid	-	0,030	-	-	0,020	-	1
Fenpropimorph	Pesticid	-	0,019	-	-	0,0002	-	3
Fluazifop-butyl	Pesticid	-	0,27	-	-	0,001	-	3
Fenarimol	Pesticid	-	0	-	-	-	-	1
Glyphosat	Pesticid	0,004 7	0,015	0,026	0,032	0,041	0,050	1
Heptachlor	Pesticid	-	-	-	-	-	-	3
Hexazinon	Pesticid	0,004 3	0,0063	0,008 3	-	0,0003	-	1,4
Iprodion	Pesticid	-	0,023	-	-	-	-	1
Isoproturon	Pesticid	-	0	-	-	0	-	1
Lenacil	Pesticid	-	0,0076	-	-	0,0000	-	1,4

Stof	Stofgruppe	Aerob			Anaerob			Kvalitetskate- gori
		Nedbrydningsrate [d ⁻¹]			Nedbrydningsrate [d ⁻¹]			
		Min	Middel	Max	Min	Middel	Max	
7								
Linuron	Pesticid	-	0,023	-	-	0,033	-	1
Malathion	Pesticid	-	0,15	-	-	0,28	-	1
Maleinhydrazid	Pesticid	-	0,012	-	-	0,001	-	3
MCPA	Pesticid	-	0,069	-	-	0	-	1
Mechlorprop MCP	Pesticid	0	0,014	0,07	-	0	-	1
Metamitron	Pesticid	-	0,023	-	-	0,001	-	1,4
Methabenzthiazu- ron	Pesticid	-	0,0019	-	-	0,0000 6	-	3
Methomyl	Pesticid	-	0,19	-	-	-	-	1
Metribuzin	Pesticid	0,013	0,018	0,022	-	0,0044	-	1
Mevinphos	Pesticid	-	0,033	-	-	-	-	1
Oxamyl	Pesticid	-	0,99	-	-	0,1	-	1,4
Oxydemeton- methyl	Pesticid	-	0,23	-	-	-	-	1
p,p'-DDD	Pesticid	-	-	-	-	-	-	3
p,p'-DDE	Pesticid	-	-	-	-	-	-	3
Parathion	Pesticid	-	0,0027	-	-	0,001	-	1,4
Pendimethalin	Pesticid	0,025	0,098	0,17	-	0,0003	-	1,4
Phenmedipham	Pesticid	-	3,5	-	-	0,001	-	3
Pirimicarb	Pesticid	-	0,028	-	-	0,001	-	1,4
Prochloraz	Pesticid	-	0,003	-	-	0,0003	-	4
Prometryn	Pesticid	-	0,018	-	-	0,0000 7	-	1,4
Propachlor	Pesticid	-	0,0083	-	-	-	-	1
Propiconazol	Pesticid	-	0,0011	-	-	0,0000 6	-	3
Propyzamid	Pesticid	-	0,0074	-	-	-	-	1
Quintozen	Pesticid	-	0,00007	-	-	0,0000 6	-	3
Silfotep	Pesticid	-	-	-	-	-	-	3
Simazin	Pesticid	-	0,0022	-	-	0,0003	-	1,4
Simasin, hydroxy	Pesticid	-	0,0007	-	-	0,0000 7	-	4
Terbuthylazin	Pesticid	-	0,0019	-	-	0,0003	-	1,4
Terbuthylazin, hydroxy	Pesticid	-	0,0007	-	-	0,0000 6	-	3
Thiabendazol	Pesticid	-	0,17	-	-	-	-	1
Thiram	Pesticid	-	0,20	-	-	0,001	-	3
Triadimenol	Pesticid	-	0,013	-	-	0,0000 6	-	3
Trichloreddikesyre	Pesticid	-	0,092	-	-	0,001	-	3
Tridemorph	Pesticid	-	0,022	-	-	0,001	-	3
Trifluralin	Pesticid	-	0,00007	-	-	0,0000	-	3

Stof	Stofgruppe	Aerob			Anaerob			Kvalitetskate- gori
		Nedbrydningsrate [d ⁻¹]			Nedbrydningsrate [d ⁻¹]			
		Min	Middel	Max	Min	Middel	Max	
6								
PCE	Chlorerede alifater	-	-	-	0,00066	0,0037	0,017	1
TCE	Chlorerede alifater	-	-	-	0,0003	0,0019	0,007	1
cis-DCE	Chlorerede alifater	0,28	1,0	2,0	0,0007	0,0024	0,009	1
trans-DCE	Chlorerede alifater	0,39	0,75	1,2	-	0,0018	-	1
1,1-DCE	Chlorerede alifater	0,39	0,75	1,2	-	0,026	-	1
VC	Chlorerede alifater	0,00031	0,0032	0,006	0,0004	0,0018	0,007	1
1,1,1-TCA	Chlorerede alifater	0,0005	0,00055	0,0006	0,004	0,0045	0,005	1
1,1-DCA	Chlorerede alifater	-	-	-	0,099	0,16	0,23	1
1,2-DCA	Chlorerede alifater	-	0,002	-	-	0,0007	-	3
CA	Chlorerede alifater	-	-	-	-	-	-	-
Tetrachlormethan	Chlorerede alifater	-	-	-	0,11	0,24	0,49	1
Trichlormethan (chloroform)	Chlorerede alifater	-	-	-	-	0,03	-	1
Dichlormethan	Chlorerede alifater	-	-	-	-	0,0064	-	1
Chlormethan	Chlorerede alifater	-	-	-	-	-	-	1
Benzen	BTEXN	0,007	0,24	0,5	0,0002	0,0094	0,038	1
Toluen	BTEXN	0,1	0,25	0,4	0,00045	0,018	0,07	1
Ethylbenzen	BTEXN	0,0008	0,0033	0,0058	0,00045	0,014	0,05	1
m-Xylen	BTEXN	0,008	0,20	0,43	0,0013	0,018	0,1	1
o-Xylen	BTEXN	0,04	0,07	0,1	0,0014	0,031	0,21	1
p-Xylen	BTEXN	-	0,011	-	0,0013	0,018	0,1	1
Naphthalen	BTEXN	0,0027	0,37	0,9	0,0004	0,0085	0,021	1
1,2,3-Trimethylbenzen	Monoaroma- tisk kulbrinte	-	1	-	-	-	-	3
1,2,4-Trimethylbenzen	Monoaroma- tisk kulbrinte	-	1,2	-	-	0,0005	-	3
1,3,5-	Monoaroma-	-	1,1	-	-	0,004	-	3

Stof	Stofgruppe	Aerob			Anaerob			Kvalitetskate- gori
		Nedbrydningsrate [d ⁻¹]			Nedbrydningsrate [d ⁻¹]			
		Min	Middel	Max	Min	Middel	Max	
Trimethylbenzen	tisk kulbrinte							
1-Ethyl-2-methylbenzen	Monoaroma- tisk kulbrinte	-	-	-	-	-	-	3
1,Ethyl-4-methylbenzen	Monoaroma- tisk kulbrinte	-	-	-	-	-	-	3
Styren	Monoaroma- tisk kulbrinte	-	0,005	-	-	-	-	3
1-Propanol	Polære opløs- ningsmidler	-	0,4	-	-	0,06	-	3
2-Butoxy ethanol	Polært opløs- ningsmiddel	-	0,1	-	-	-	-	3
2-Ethyl-1-hexanol	Polært opløs- ningsmiddel	-	0,04	-	-	-	-	3
2-Propanol	Polært opløs- ningsmiddel	-	0,07	-	-	0,04	-	3
Ethanol	Polært opløs- ningsmiddel	-	0,2	-	-	0,1	-	3
Diethanolamin	Polært opløs- ningsmiddel	-	0,01	-	-	-	-	3
Triethanolamin	Polært opløs- ningsmiddel	-	0,12	-	-	-	-	3
2-Ethylhexyl nitrat	Polært opløs- ningsmiddel	-	-	-	-	-	-	3
Butylacetat	Polært opløs- ningsmiddel	-	0,04	-	-	-	-	3
1,2-Dibromethan	Polært opløs- ningsmiddel	-	0,002	-	-	0,04	-	3
Acetone	Polært opløs- ningsmiddel	-	0,09	-	-	0,04	-	3
Methylisobutylke- ton	Polært opløs- ningsmiddel	-	0,06	-	-	0,02	-	3
Diethylether	Polært opløs- ningsmiddel	-	-	-	-	-	-	3
MTBE	Polært opløs- ningsmiddel	0	0,0005	0,001	0,001 4	0,0017	0,001 9	1
TBA	Polært opløs- nings-middel	-	-	-	-	-	-	1
TBF	Polært opløs- nings-middel	-	-	-	-	-	-	1
Decan	Alifatisk kulbrinte	-	-	-	-	-	-	3
Dodecan	Alifatisk kulbrinte	-	0,01	-	-	-	-	3
Eicosan	Alifatisk kulbrinte	-	-	-	-	-	-	3
Ethan	Alifatisk	-	-	-	-	-	-	3

Stof	Stofgruppe	Aerob			Anaerob			Kvalitetskate- gori
		Nedbrydningsrate [d ⁻¹]			Nedbrydningsrate [d ⁻¹]			
		Min	Middel	Max	Min	Middel	Max	
	kulbrinte							
Hexacosan	Alifatisk kulbrinte	-	-	-	-	-	-	3
Hexadecan	Alifatisk kulbrinte	-	0,009	-	-	-	-	3
Methan	Alifatisk kulbrinte	-	-	-	-	-	-	3
n-Butan	Alifatisk kulbrinte	-	0,0001	-	-	-	-	3
n-Heptan	Alifatisk kulbrinte	-	0,03	-	-	-	-	3
n-Hexan	Alifatisk kulbrinte	-	0,08	-	-	-	-	3
n-Oktan	Alifatisk kulbrinte	-	0,04	-	-	-	-	3
n-Pentan	Alifatisk kulbrinte	-	0,15	-	-	-	-	3
Octadecan	Alifatisk kulbrinte	-	-	-	-	-	-	3
Pentacosan	Alifatisk kulbrinte	-	-	-	-	-	-	
Pentadecan	Alifatisk kulbrinte	-	0,01	-	-	-	-	3
Pentatriacontan	Alifatisk kulbrinte	-	-	-	-	-	-	3
Propan	Alifatisk kulbrinte	-	0,03	-	-	-	-	3
Tetradecan	Alifatisk kulbrinte	-	0,01	-	-	-	-	3
2-Methylhexan	Alifatisk kulbrinte	-	-	-	-	-	-	3
Cycloheptan	Alifatisk kulbrinte	-	-	-	-	-	-	3
Cyclohexan	Alifatisk kulbrinte	-	-	-	-	-	-	3
Cyclooktan	Alifatisk kulbrinte	-	-	-	-	-	-	3
Cyclopentan	Alifatisk kulbrinte	-	-	-	-	-	-	3
4-Methylanilin	Alifatisk kulbrinte	-	0,2	-	-	-	-	3
4-Methylquinolin	Alifatisk kulbrinte	-	-	-	-	0,08	-	3
Acridin	Alifatisk kulbrinte	-	-	-	-	0,1	-	3
Anilin	Alifatisk kulbrinte	-	-	-	-	-	-	3
Benzo(b)thiophen	Alifatisk kulbrinte	-	-	-	-	-	-	3

Stof	Stofgruppe	Aerob			Anaerob			Kvalitetskate- gori
		Nedbrydningsrate [d ⁻¹]			Nedbrydningsrate [d ⁻¹]			
		Min	Middel	Max	Min	Middel	Max	
Carbazol	Alifatisk kulbrinte	-	-	-	-	-	-	3
Dibenzofuran	Alifatisk kulbrinte	-	0,018	-	-	-	-	3
Dibenzothiophen	Alifatisk kulbrinte	-	0,06	-	-	-	-	3
Dimethyldisulfid	Alifatisk kulbrinte	-	-	-	-	-	-	3
Quinolin	Alifatisk kulbrinte	-	0,18	-	-	0,2	-	3
Thiophen	Alifatisk kulbrinte	-	-	-	-	-	-	3
1-Hexen	Alifatisk kulbrinte	-	0,009	-	-	-	-	3
1-Okten	Alifatisk kulbrinte	-	-	-	-	-	-	3
C ₆ -C ₁₅	Kulbrinter	0,03	0,2	0,4	0,0008	0,02	0,08	*
Cyanid, total	Cyanid	-	-	-	-	-	-	3
Cyanid, syreflygtige	Cyanid	-	0,06	-	-	-	-	3
1-Methylnaphthalen	PAH	-	0,02	-	-	-	-	3
2-Methylnaphthalen	PAH	-	0,04	-	-	-	-	3
Acenaphthen	PAH	-	0,02	-	-	-	-	3
Acenaphthylen	PAH	-	-	-	-	-	-	3
Anthracen	PAH	-	0,03	-	-	-	-	3
Benzo(a)anthracen	PAH	-	0,002	-	-	-	-	3
Benzo(a)pyren	PAH	-	0,06	-	-	-	-	3
Benzo(g,h,i)perylen	PAH	-	-	-	-	-	-	3
Benzo(e)pyren	PAH	-	-	-	-	-	-	3
Benzo(g,h,i)perylen	PAH	-	0,1	-	-	-	-	3
Benzo(k)fluoranthren	PAH	-	0,03	-	-	-	-	3
Biphenyl	PAH	-	0,03	-	-	-	-	3
Chrysen	PAH	-	0,06	-	-	-	-	3
Coronen	PAH	-	-	-	-	-	-	3
Dibenzo(a,h)anthracen	PAH	-	0,01	-	-	-	-	3
Fluoranthren	PAH	0,002	0,1	0,2	0,002	0,1	0,2	2
Fluoren	PAH	-	0,05	-	-	-	-	3
Indeno(1,2,3-cd)pyren	PAH	-	0,05	-	-	-	-	3
Phenanthren	PAH	-	-	-	-	-	-	3
Pyren	PAH	-	0,02	-	-	-	-	3

Stof	Stofgruppe	Aerob Nedbrydningsrate [d ⁻¹]			Anaerob Nedbrydningsrate [d ⁻¹]			Kvalitetskate- gori
		Min	Middel	Max	Min	Middel	Max	
Phenol	Phenoler	0,2	0,37	0,5	0	0,016	0,032	2
2-Nitrophenol	Phenoler	-	0,01	-	-	0,23	-	3
4-Nitrophenol	Phenoler	-	-	-	-	0,1	-	3
2-Methylphenol (o-cresol)	Phenoler	0,2	0,27	0,4	0	0,017	0,034	2
2,4-Dimethylphenol (2,4-xylenol)	Phenoler	-	-	-	-	0,012	-	3
2,5-Dimethylphenol (2,5-xylenol)	Phenoler	0,011	0,016	0,020	0,000 4	0,001 1	0,001 8	2
2,6-Dimethylphenol (2,6-xylenol)	Phenoler	0,000 3	0,0008	0,001 2	-	-	-	2
3,4-Dimethylphenol (3,4-xylenol)	Phenoler	0,002	0,005	0,008	0,001 2	0,001 9	0,002 5	2
3,5-Dimethylphenol (3,5-xylenol)	Phenoler	0,004	0,0075	0,011	0,002 6	0,004 0	0,005 3	2
4-Methylphenol (p-Cresol)	Phenoler	0,65	0,69	0,72	-	0,048	-	2
2-Chlorphenol	Phenoler	-	0,0000 07	-	-	0,035	-	3
2,4,5-Trichlorphenol	Phenoler	-	0,03	-	-	0,005	-	3
2,4,6-Trichlorphenol	Phenoler	-	0,11	-	-	-	-	3
Pentachlorphenol	Phenoler	-	0,2	-	-	0,04	-	3
Butyl benzyl phthalat (BBP)	Phthalater	-	0,3	-	-	0,000 03	-	3
Di-butyl phthalat (DBP)	Phthalater	-	0,3	-	-	0,007	-	3
Diethyl phthalat (DEP)	Phthalater	-	0,23	-	-	0,02	-	3
Di-ethylhexyl phthalat (DEHP)	Phthalater	-	0,2	-	-	0,001	-	3
Dimethyl phthalate (DMP)	Phthalater	-	0,05	-	-	0,02	-	3

* Bestemt ud fra gennemsnit af værdier for nedbrydningsrater for BTEXN.

TABEL 19. Minimum-, middel- og maksimumværdier for aerobe 1. ordens nedbrydningsrater for naturlig nedbrydning af lette kulbrinter i den umættede zone.

Stof	Stofgruppe	Aerob nedbrydningsrate [d ⁻¹]			Kvalitetskategori
		Min	Middel	Max	
Benzen	BTEXN	1,9	2,6	3,8	2
Toluen	BTEXN	0,019	0,26	1,2	2

Ethylbenzen	BTEXN	0,96	1,7	2,4	2
Xylen	BTEXN	0,024	0,06	0,096	2
Naphthalen	BTEXN	0,31	0,33	0,34	2
C ₆ -C ₁₂ alifater	Kulbrinter	0,1	0,6	1	2

Tabel 20. Oversigt over stoffer hvor der er fundet mere end 2 rater for et af redoxforholdene. Hvis der for stoffer er fundet 2 eller færre rater, er de opgivet andetsteds i rapporten. Raterne er for den mættede zone medmindre andet er angivet. De(n) rate(r), der er brugt til at fastsætte de anbefalede rater, er markeret med fed, der henvises til afsnit 2.2 for forklaring af hvordan disse er udvalgt. Kildematerialet er listet under tabellen. Selvom de fleste af raterne er af ældre dato, betyder det ikke, at der ikke har været fundet nyere litteratur med ratebestemmelser. Rater fra denne nyere litteratur har dog primært været laboratoriebestemt, og er derved, fordi de er mindre realistiske end de ældre feltbestemte, ikke inkluderet. Antallet af nyere litteratur med ratebestemmelser har dog også været begrænset.

Stof	Redoxforhold	Rate [d^{-1}]	Kildemateriale
2,4-dichlorphenol	Aerob	0,02	Nielsen et al. (1996)
		0,06	
		0,1	
4-nitrophenol	Aerob	0,09	Nielsen et al. (1996)
		0,2	
		0,4	
Atrazin	Aerob	0,000045	McMahon og Chapelle 1992
		0,00048	
		0,00054	
		0,0001	Pesticiddatabasen
		0,0027	
		0,0033	
		0,0034	
		0,02	
Dichlorprop	Aerob	0,017	Pesticiddatabasen
		0,046	
		0,058	
Mechlorprop MCP	Aerob	0	Pesticiddatabasen
		0	
		0,00027	
		0,0019	
		0,0025	
		0,069	
		0,021	Tuxen et al. 2002
PCE	Anaerob	0,0016	Ellis 1997
		0,0007	Ellis et al. 1997
		0,0008	
		0,0007	Aeppli et al. 2010
		0,001	Rügge et al. 1999
		0,004	
		0,00066	Broholm et al. 2009
		0,0013	
		0,0088	
		0,017	

Stof	Redoxforhold	Rate [d ⁻¹]	Kildemateriale
TCE	Anaerob	0,0003	Rügge et al. 1999
		0,001	
		0,0005	Dupont et al. 1997
		0,007	
		0,0016	Ellis 1997
		0,0007	Ellis et al. 1997
		0,0005	
		0,0011	Wilson et al. 1997
		0,0016	
		0,0008	Wiedemeier et al. 1997
		0,0034	
		0,005	Weaver et al. 1997
		0,0008	
cis-DCE	Aerob	0,28	Suarez og Rifai 1999
		0,89	
		1,96	
	Anaerob	0,0007	Ellis et al. 1997
		0,0014	
		0,009	Weaver et al. 1997
		0,0007	
		0,0018	Wilson et al. 1997
		0,0012	
		0,002	Wiedemeier et al. 1997
trans-DCE/1,1-DCE	Aerob	0,39	Suarez og Rifai 1999
		0,72	
		1,15	
VC	Anaerob	0,0004	Weaver et al. 1997
		0,007	
		0,0009	Ellis et al. 1997
		0,001	
		0,0016	Ellis et al. 1997
		0,001	Wiedemeier et al. 1997
		0,0008	
Tetrachlormethan	Anaerob	0,11	Aronson og Howard 1997
		0,15	
		0,21	
		0,49	
Benzen	Aerob	0,007	MacIntyre et al. 1993
		0,2	Nielsen et al. 1996
		0,5	
	Anaerob	0,0002	Borden et al. 1997
		0,00055	Buscheck et al. 1993

Stof	Redoxforhold	Rate [d ⁻¹]	Kildemateriale
		0,0028	
		0,002	
		0,001	
		0,008	
		0,0039	
		0,028	
		0,038	
Benzen (umættet)	Aerob	1,9	Devaul et al. 1997
		2,2	
		3,8	
Toluen	Anaerob	0,00045	
		0,0017	
		0,0022	
		0,0021	
		0,004	
		0,006	
		0,007	
		0,019	
		0,013	
		0,02	
		0,07	
		0,05	
		0,028	
		0,031	
		0,023	
Toluen (umættet)	Aerob	0,019;	Devaul et al. 1997
		0,024;	
		0,024;	
		0,048;	
Ethylbenzen	Anaerob	1,2	
		0,00045	
		0,0033	
		0,002	
		0,03	
		0,011	
		0,03	
		0,05	
		0,024	
		0,009	
		0,003	
		0,0014	
		0,004	

Stof	Redoxforhold	Rate [d ⁻¹]	Kildemateriale
m-Xylen/p-Xylen	Aerob	0,008	Suarez og Rifai 1999
		0,16	
		0,43	
	Anaerob	0,0013	Borden et al. 1997
		0,014	Cozzarelli et al. 2010
		0,0029	Morasch et al. 2011
		0,003	Thierrin et al. 1993
		0,004	
		0,002	Rifai et al. 1995
		0,014	
		0,02	
		0,1	
o-Xylen	Anaerob	0,0014	Rügge et al. 1999
		0,0019	Blum et al. 2009
		0,0021	Borden et al. 1997
		0,004	Rifai et al. 1995
		0,21	
		0,011	Cozzarelli et al. 2010
		0,015	
		0,006	Thierrin et al. 1993
Naphthalen	Aerob	0,0027	Blum et al. 2009
		0,2	Nielsen et al. 1996
		0,8	
		0,9	
	Anaerob	0,0004	Blum et al. 2009
		0,004	Thierrin et al. 1993
		0,021	
Phenol	Aerob	0,2	Nielsen et al. 1996
		0,4	
		0,5	
2-methylphenol (o-cresol)	Aerob	0,2	Nielsen et al. 1996
		0,2	
		0,4	

Kildemateriale:

Aeppli, C., Hofstetter, T. B., Amaral, H. I. F., Kipper, R., Schwarzenbach, R. P. og Berg, M. (2010). Quantifying in situ transformation rates of chlorinated ethenes by combining compound-specific stable isotope analysis, groundwater dating, and carbon isotope mass balances. *Environmental Science and Technology*, 44(10), 3705-3711.

Aronson D. og Howard, P. H. (1997). Anaerobic biodegradation of organic chemicals in groundwater: a summary of field and laboratory studies. Environmental Science Center, Syracuse Research Corporation.

Blum, P., Hunkeler, D., Weede, M., Beyer, C., Grathwohl, P. og Morasch, B. (2009). Quantification of biodegradation for o-xylene and naphthalene using first order decay models, Michaelis-Menten kinetics and stable carbon isotopes. *Journal of Contaminant Hydrology* 105, 118–130.

Borden, R. C., Hunt, J. H., Shafer, M. B. og Barlaz, M. A. (1997). Anaerobic biodegradation of BTEX in aquifer material. *Environmental Research Brief*, EPA/600/S-97-003.

Buscheck, T. E., O'Reilly, K. T. og Nelson, S. N. (1993). Evaluation of intrinsic bioremediation at field sites. I: "Proceedings of the 1993 Petroleum hydrocarbon and organic chemicals in groundwater. Prevention, Detection and Restoration", 367-381. *Water Well Journal Publishing Co*, Dublin, OH.

Cozzarelli, I. M., Bekins, B. A., Eganhouse, R. P., Warren, E. og Essaid, H. I. (2010). In situ measurements of volatile aromatic hydrocarbon biodegradation rates in groundwater. *Journal of Contaminant Hydrology* 111, 48-64.

DeVaull, G. E., Ettinger, R. A., Salanitro J. P. og Gustafson, J. B. (1997). Benzene, Toluene, Ethylbenzene, and Xylenes [BTEX] Degradation in Vadose Zone Soils During Vapor Transport: First-Order Rate Constants. I: "Proceedings of the Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water -- Prevention, Detection, and Remediation Conference". (Ground Water Publishing Company, Westerville, Ohio).

Dupont, R.R., Gorder, K., Sorensen, D.L., Kembrowski, M.W. og Haas, P. (1997). Case Study: Eielson Air Force Base, Michigan. I: "Proceedings on the Symposium on Natural Attenuation of Chlorinated Organics in Ground Water", 106-111.

Ellis, D. E. (1997). Intrinsic Remediation in the Industrial Marketplace. I "Proceedings on the Symposium on Natural Attenuation of Chlorinated Organics in Ground Water", 129-132.

Ellis, D. E., Edward, J. L., Klecka, G. M., Pardieck, D. L., Salvo, J. J., Heitkamp, M. A., Gannon, D. J., Mikula, C. C., Vogel, C. M., Sayles, G. D., Kampbell, D. H., Wilson, J. T. og Maiers, D. T. (1997). Remediation Technology Development Forum Intrinsic Remediation Project at Dover Air Force Base, Delaware. I "Proceedings on the Symposium on Natural Attenuation of Chlorinated Organics in Ground Water", 95-99.

McMahon, P. B. og Chapelle, F. H. (1992). Atrazine Mineralization Potential of Alluvial-Aquifer Sediments under Aerobic Conditions. *Environmental Science and Technology*, 26 (8), 1556-1559.

Morasch, B., Hunkeler, D., Zopfi, J., Temime, B. og Höhener, P. (2011). Intrinsic biodegradation potential of aromatic hydrocarbons in an alluvial aquifer e Potentials and limits of signature metabolite analysis and two stable isotope-based techniques. *Water Research* 45, 4459-4469.

Nielsen, P. H., Bjerg, P. L., Nielsen, P., Smith, P. og Christensen, T. H. (1996). In situ and laboratory determined first-order degradation rate constants of specific organic compounds in an aerobic aquifer. *Environmental Science and Technology*, 30 (1), 31-37.

Rifai, H. S., Borden, R. C., Wilson, J. T. og Ward, C. H. (1995). Intrinsic bioattenuation for subsurface restoration. I: Hinchey, R.E., Wilson, J.T., Downey, D.C., *Intrinsic bioremediation. Bioremediation* 3(1). Battelle Press. Columbus, Ohio. 1-30.

Rügge, K., Bjerg, P. L., Pedersen, J. K., Mosbæk, H. og Christensen, T. H. (1999). An anaerobic field injection experiment in a landfill leachate plume, Grindsted, Denmark 1. *Experimental*

setup, tracer movement, and fate of aromatic and chlorinated compounds. *Water Resources Research* 35, 1231-1246.

Suarez, M. P. og Rifai, H. S. (1999). Biodegradation rates for fuel hydrocarbons and chlorinated solvents in groundwater. *Bioremediation Journal* 3, 337-362.

Thierrin, J., Davis, G. B., Barber, C., Patterson, B. M., Pribac, F., Power, T. R. og Lambert, M. (1993). Natural degradation rates of BTEX compounds and naphthalene in a sulphate reducing groundwater environment. *Hydrological Sciences Journal* 38, 309-322.

Tuxen, N., Liphay, J. R. D., Albrechtsen, HJ., Aamand, J., og Bjerg, P. L. (2002). Effect of exposure history on microbial herbicide degradation in an aerobic aquifer affected by a point source. *Environmental Science and Technology* 36, 2205-2212.

Weaver, J. W., Wilson, J. T. og Kampbell, D. H. (1997). Extraction of Degradation Rate Constants From the St. Joseph, Michigan, Trichloroethene Site. I: "Proceedings on the Symposium on Natural Attenuation of Chlorinated Organics in Ground Water", 71-75.

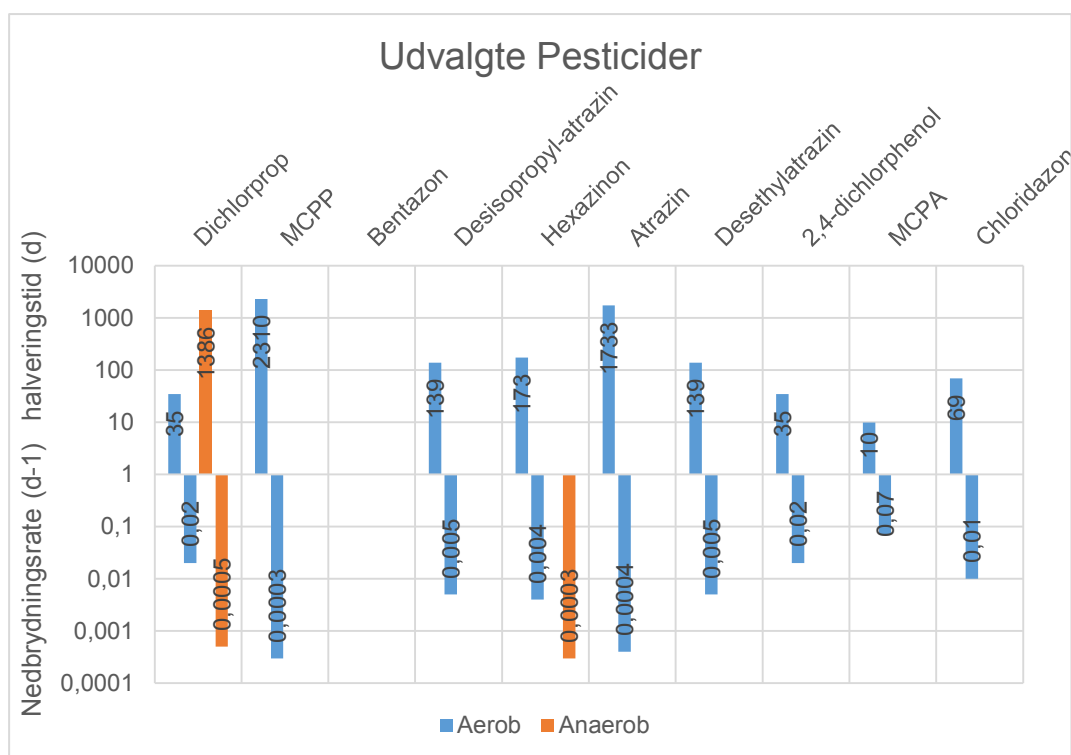
Wiedemeier, T. H., Swanson, M. A., Wilson, J. T., Kampbell, D. H., Miller, R. N. og Hansen, J. E. (1996). Approximation of biodegradation rate constants for monoaromatic hydrocarbons (BTEX) in ground water. *Groundwater Monitoring and Remediation* 16, 186-194.

Wiedemeier, T. H., Wilson, J. T. og Kampbell, D. H. (1997). Natural Attenuation of Chlorinated Aliphatic Hydrocarbons at Plattsburgh Air Force Base, New York. I: "Proceedings on the Symposium on Natural Attenuation of Chlorinated Organics in Ground Water", 76-84.

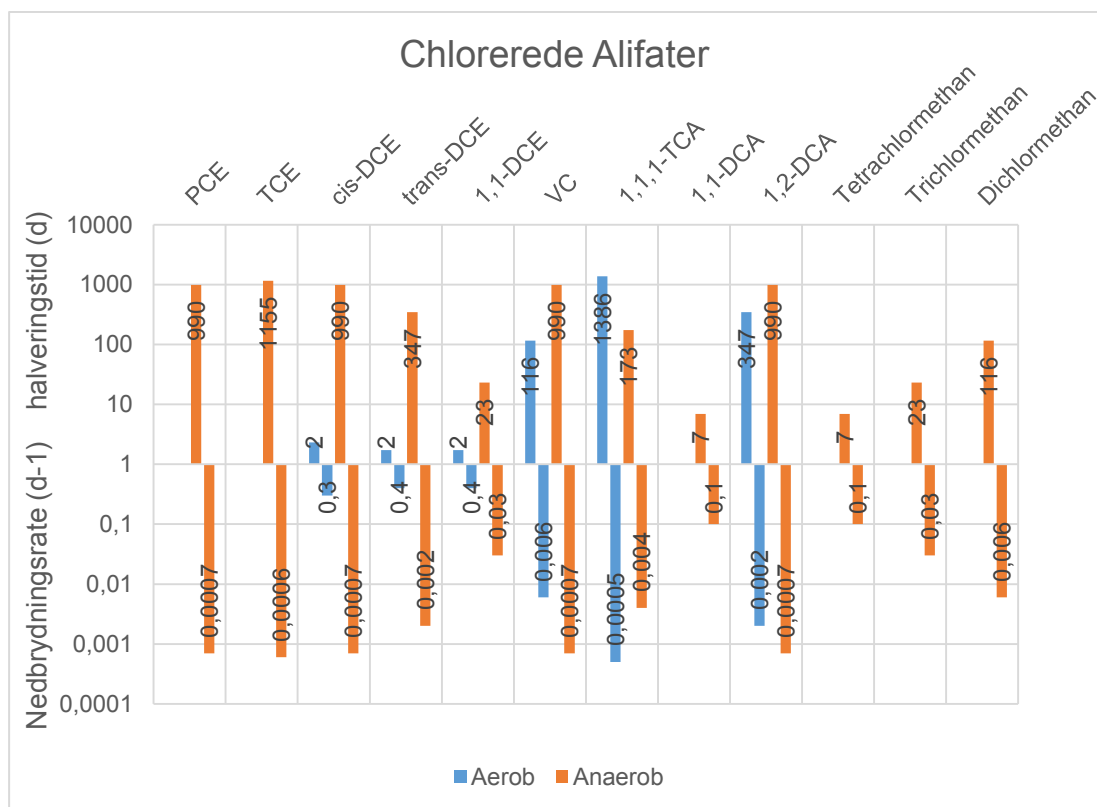
Wilson, B. H., Wilson, J. T. og Luce, D. (1997). Design and Interpretation of Microcosm Studies for Chlorinated Compounds. I: "Proceedings on the Symposium on Natural Attenuation of Chlorinated Organics in Ground Water", 23-30.

Bilag 4. Grafisk fremstilling af udvalgte 1. ordens nedbrydningsrater

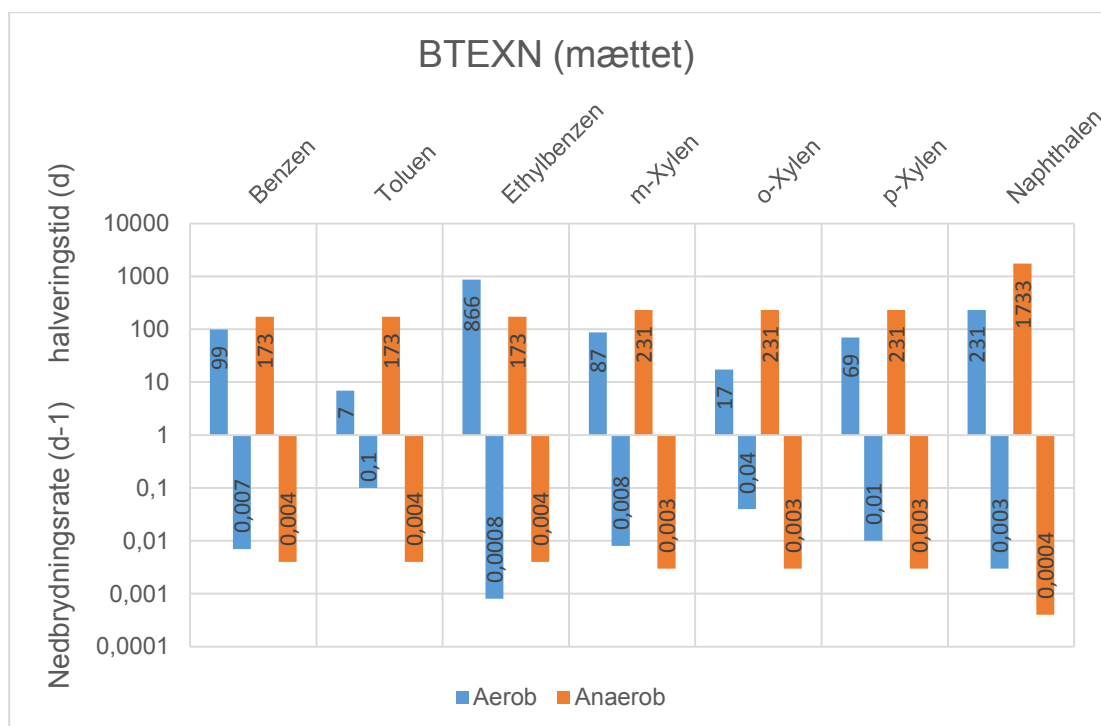
Dette bilag indeholder en grafisk fremstilling af 1. ordens nedbrydningsrater for udvalgte forureningsstoffer. Illustrationerne af raterne skal hjælpe med at give en forståelse for størrelsesordenen raterne imellem, derfor er tilsvarende halveringstider til raterne yderligere opgivet, da disse tal er nemmere at sammenligne.



Figur 1. Anbefalede nedbrydningsrater for udvalgte pesticider samt tilhørende halveringstider. Størstedelen af de udvalgte pesticider er fundet nedbrudt under aerobe forhold. Til gengæld findes der for mange af dem forsøg, hvor ingen nedbrydning observeres under anaerobe forhold (se TABEL 4). Nedbrydningen af disse udvalgte og relevante pesticider er således sensitiv over for de tilstedeværende redoxforhold.



Figur 2. Anbefalede nedbrydningsrater for de chlorerede alifater samt tilhørende halveringstider. Alle viste chlorerede alifater kan nedbrydes under anaerobe forhold, anaerobe nedbrydningsrater blev ikke fundet for chlorethan og chlormethan. I de tilfælde hvor nedbrydning er observeret under aerobe forhold er nedbrydningsraten større end under de anaerobe forhold.



Figur 3. Anbefalede nedbrydningsrater for BTEXN (under mættede forhold) samt tilhørende halveringstider. Alle stofferne kan nedbrydes under både aerobe og anaerobe, men nedbrydningsraten er generelt, med undtagelse af ethylbenzen, større under aerobe forhold.

Nedbrydningsrater til brug i GrundRisk Risikovurdering

Dette teknologiudviklingsprojekt er udarbejdet af DTU Miljø. Projektet hænger tæt sammen med hovedprojektet GrundRisk, der består af en indledende risikoscreening, samt en efterfølgende risikovurdering af de jordforureninger, der kan true vores grundvandsressourcer.

For at opnå det bedst mulige grundlag for anvendelsen af GrundRisk har Miljøstyrelsen ønsket en opdatering af de eksisterende nedbrydningsrater anvendt i den nuværende beregningsmodel (JAGG). Opdateringen har mundet ud i en liste med anbefalede 1. ordens nedbrydningsrater for naturlig nedbrydning af relevante forureningsstoffer. Disse 1. ordens nedbrydningsrater kan anvendes i GrundRisk Risikovurdering til at evaluere indflydelsen af den naturlige nedbrydning på forureningskoncentrationerne i et administrativt kontrolpunkt 100 m nedstrøms kilden.



Miljøstyrelsen
Haraldsgade 53
2100 København Ø

www.mst.dk